



**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL**

**AVALIAÇÃO QUALITATIVA DA PLUMA DE
CONTAMINAÇÃO DO BRAÇO DO RIACHO FUNDO,
LAGO PARANOÁ - DF**

**ANNA LUIZA VALENTE DE PINHO
DEBORA SGARIONI SANTOS**

**ORIENTADORA: LENORA N. LUDOLF GOMES
CO-ORIENTADORA: ARIUSKA KARLA B. AMORIM**

PROJETO FINAL 2 EM ENGENHARIA AMBIENTAL

BRASÍLIA/DF, JULHO DE 2016

**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL**

**AVALIAÇÃO QUALITATIVA DA PLUMA DE
CONTAMINAÇÃO DO BRAÇO DO RIACHO FUNDO,
LAGO PARANOÁ - DF**

**ANNA LUIZA VALENTE DE PINHO
DEBORA SGARIONI SANTOS**

MONOGRAFIA DE PROJETO FINAL SUBMETIDA AO DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL DA UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA COMO PARTE DOS REQUISITOS NECESSÁRIOS PARA A OBTENÇÃO DO GRAU DE BACHAREL EM ENGENHARIA AMBIENTAL.

APROVADA POR:

**PROF^a LENORA N. LUDOLF GOMES, DSc (ENC-UnB)
(ORIENTADORA)**

**PROF^a ARIUSKA KARLA B. AMORIM, DSc (ENC-UnB)
(CO-ORIENTADORA)**

**PROF. OSCAR DE MORAES CORDEIRO NETTO, DSc (ENC-UnB)
(EXAMINADOR INTERNO)**

**ANA MARIA DO CARMO MOTA, MSc (Caesb-DF)
(EXAMINADOR EXTERNO)**

DATA: BRASÍLIA/DF, 05 de julho de 2016.

AGRADECIMENTOS

Ao Universo.

À nossa orientadora prof. Lenora Nunes Ludolf Gomes pela compreensão, paciência, conselhos, apoio e principalmente transmissão de conhecimento.

À nossa co-orientadora prof. Ariuska Karla Barbosa Amorim pelo apoio, incentivo, conselhos, risadas e transmissão de conhecimento.

Aos nossos familiares que nos apoiaram incondicionalmente durante toda a graduação.

Aos funcionários do laboratório de Saneamento Ambiental, do Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, pelo auxílio durante as análises de laboratório.

Ao prof. Oscar de Moraes Cordeiro Netto pelas ideias discutidas durante o desenvolvimento da pesquisa.

À Ana Maria Mota pelos comentários feitos durante o desenvolvimento da pesquisa.

À Lucianna Soares, por toda a ajuda no laboratório e pelos conselhos.

Aos nossos colegas e amigos do curso de Engenharia Ambiental pela cumplicidade, histórias vividas e conhecimento compartilhado.

À Polícia Ambiental Lacustre, pelo fornecimento de embarcações e recursos para que a pesquisa fosse realizada.

Ao Departamento de Engenharia Civil e Ambiental pelo apoio didático durante toda a graduação.

À Universidade de Brasília, por possibilitar o nosso desenvolvimento profissional e pessoal.

RESUMO

O presente estudo visa avaliar a qualidade da água do braço do lago Paranoá com afluentes do ribeirão Riacho Fundo e do efluente da ETEB-Sul, com intuito de analisar a distribuição da pluma de contaminação proveniente destas fontes de cargas. Foi feito o monitoramento de parâmetros bióticos (coliformes totais e *Escherichia coli*) e abióticos (amônia, nitrato, fósforo total, ortofosfato, demanda química de oxigênio) de outubro de 2015 a abril de 2016. A partir desses dados, foram feitos perfis longitudinais com o uso do programa Surfer, que juntamente com os dados disponíveis de precipitação, permitiram uma verificação da interferência das diferentes afluentes bem como da conformidade dos parâmetros com a legislação vigente. Os resultados de fósforo indicam o estado hipereutrófico do lago, excedendo o valor estabelecido pela CONAMA 357/05. Os resultados dos parâmetros da série nitrogenada respeitam o valor limite definido pela mesma resolução, e os valores de oxigênio dissolvido obedeceram ao mínimo exigido. A quantificação de *E. coli* indicou áreas impróprias para o uso de acordo com a CONAMA 274/00, e os valores de coliformes totais confirmaram o lançamento de esgotos não-tratados pela galeria pluvial. Não se pôde inferir influência direta da precipitação sobre os parâmetros avaliados neste estudo.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	1
2	OBJETIVOS	2
2.1	Objetivo geral	2
2.2	Objetivos específicos	2
3	FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA E REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	3
3.1	HISTÓRICO DA FORMAÇÃO DO LAGO PARANOÁ	3
3.1.1	Unidade Hidrográfica Do Riacho Fundo	5
3.1.2	Lago Paranoá como Receptor de Águas Residuárias.....	6
3.2	TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS E A ETE BRASÍLIA SUL.....	8
3.3	CARACTERÍSTICAS DE LAGOS	11
3.3.1	Lagos Artificiais	12
3.3.2	Metabolismo do Ecossistema Aquático e Ciclos Biogeoquímicos	14
3.3.3	Eutrofização	17
3.4	QUALIDADE E USOS DA ÁGUA.....	19
3.4.1	Parâmetros Físicos.....	21
3.4.2	Parâmetros Químicos	23
3.4.3	Parâmetros Biológicos.....	25
3.5	ASPECTOS LEGISLATIVOS	26
4	METODOLOGIA.....	30
4.1	ÁREA DE ESTUDO	30
4.2	MONITORAMENTO.....	32
4.2.1	Estações de Amostragem	32
4.2.2	Monitoramento com emprego de sonda multiparâmetros.....	33
4.3	APRESENTAÇÃO GRÁFICA DOS RESULTADOS	36
4.4	Enquadramento dos parâmetros na legislação	36
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	38
5.1	DADOS PLUVIOMÉTRICOS	38
5.2	OXIGÊNIO DISSOLVIDO	41
5.3	CONDUTIVIDADE	43
5.4	FÓSFORO TOTAL	45
5.5	ORTOFOSFATO.....	47
5.6	AMÔNIA	49
5.7	NITRATO	51
5.8	COLIFORMES TOTAIS	53
5.9	TRANSECTO AO LONGO DA PLUMA DE CONTAMINAÇÃO	55

5.10	ENQUADRAMENTO DOS PARÂMETROS DE QUALIDADE DA ÁGUA NAS LEGISLAÇÕES VIGENTES	57
6	CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	65

Lista de Figuras

Figura 3-1: Carta de Unidades Hidrográficas do Lago Paranoá (SEMARH, 2001).	4
Figura 3-2: Unidade Hidrográfica do Riacho Fundo (Dias, 2013).	5
Figura 3-3: Compartimentos de Ecossistemas Lacustres (Esteves, 1998).	11
Figura 4-1: Resultados de condutividade (mS/cm) obtidos pelo arraste superficial para a identificação da extensão da região de influência dos afluentes (Riacho Fundo, ETEB-SUL e Galeria de drenagem pluvial) e estações de amostragem monitoradas (21/10/2015).	30
Figura 4-2: Área de estudo delimitada a partir dos resultados de condutividade obtidos em 21/10/2015. Pontos A, B e C: galeria de águas pluviais; saída do efluente da ETEB-Sul; exutório do Riacho Fundo, respectivamente.	31
Figura 4-3: Localização das sete estações de amostragem monitoradas para análise dos parâmetros físicos, químicos e biológicos de qualidade da água.	32
Figura 4-4: Transecto realizado da EA7 a EA1 para o arraste da sonda YSI 6600 no dia 14/04/2016.	34
Figura 4-5: Transecto realizado de estação a estação para o arraste com a sonda YSI 6600 no dia 14/04/2016.	34
Figura 5-1: Médias mensais de precipitação (em mm) dos últimos 4 anos para a cidade de Brasília, retiradas da estação 83377 (INMET, 2016).	39
Figura 5-2: Precipitação diária para a cidade de Brasília, dados obtidos da estação 8377 (INMET, 2016).	40
Figura 5-3: Perfis longitudinais do oxigênio dissolvido medidos pela sonda multiparâmetros ao longo das estações de amostragem no braço de afluência do Riacho Fundo, lago Paranoá, Brasília/DF, nas coletas realizadas nos dias 19/11/15, 17/12/2015, 03/02/2016, 02/03/2016, 16/03/2016, 30/03/2016.	41
Figura 5-4: Perfis longitudinais de condutividade medidos pela sonda YSI 6600 ao longo das estações de amostragem no braço de afluência do Riacho Fundo, lago Paranoá, Brasília/DF, nas coletas realizadas nos dias 19/11/15, 17/12/2015, 03/02/2016, 02/03/2016, 16/03/2016, 30/03/2016.	43
Figura 5-5: Perfis longitudinais de fósforo total medidos em laboratório ao longo das estações de amostragem no braço de afluência do Riacho Fundo, lago Paranoá, Brasília/DF, nas coletas realizadas nos dias 19/11/15, 17/12/2015, 03/02/2016, 02/03/2016, 16/03/2016, 30/03/2016, 14/04/2016.	45
Figura 5-6: Perfis longitudinais de ortofosfato medidos em laboratório ao longo das estações de amostragem no braço de afluência do Riacho Fundo, lago Paranoá, Brasília/DF, nas coletas realizadas nos dias 19/11/15, 17/12/2015, 03/02/2016, 02/03/2016, 16/03/2016, 30/03/2016, 14/04/2016.	47
Figura 5-7: Perfis longitudinais de amônia analisados em laboratório ao longo das estações de amostragem no braço de afluência do Riacho Fundo, lago Paranoá, Brasília/DF, nas coletas realizadas nos dias 19/11/15, 17/12/2015, 03/02/2016, 02/03/2016, 16/03/2016, 30/03/2016, 14/04/2016.	49
Figura 5-8: Perfis longitudinais de nitrato analisados em laboratório ao longo das estações de amostragem no braço de afluência do Riacho Fundo, lago Paranoá, Brasília/DF, nas coletas realizadas nos dias 19/11/15, 17/12/2015, 03/02/2016, 02/03/2016, 16/03/2016, 30/03/2016, 14/04/2016.	51
Figura 5-9: Perfis longitudinais de coliformes totais analisados em laboratório ao longo das estações de amostragem no braço de afluência do Riacho Fundo, lago Paranoá, Brasília/DF, nas coletas realizadas nos dias 19/11/15, 03/02/2016, 02/03/2016, 16/03/2016, 30/03/2016, e 14/04/2016.	53

Figura 5-10: Perfis longitudinais dos parâmetros medidos no transecto no dia 14/04/2016 ao longo das estações de amostragem no braço de afluência do Riacho Fundo, lago Paranoá, Brasília/DF. Parâmetros: condutividade, OD (%), pH, temperatura, turbidez, e OD (mg/L).	55
Figura 5-11: Mapas qualitativos do dia 14/04/2016 com apresentação de enquadramento ou violação dos parâmetros estabelecidos pela legislação vigente. Coletas: a) 19/11/2016; b)17/12/2015; c)03/02/2016; d) 02/03/2016; e)16/03/2016; f) 30/03/2016; g) 14/04/2016.	58
Figura 5-12: Perfis longitudinais de determinação de <i>E. coli</i> (NMP/100mL) ao longo das estações de amostragem no braço de afluência do Riacho Fundo, lago Paranoá, Brasília/DF, nas coletas realizadas nos dias 19/11/15, 03/02/2016, 02/03/2016, 16/03/2016, 30/03/2016, 14/04/2016.....	63

Lista de Tabelas

Tabela 3-1: Desempenho operacional da ETE Brasília Sul no ano de 2013 (SIESG, 2014).	9
Tabela 3-2: Desempenho operacional da ETE Brasília Sul no ano de 2012 (SIESG, 2013).	10
Tabela 5-1: Estatística descritiva dos parâmetros medidos em cada estação de amostragem (fósforo total, ortofosfato, amônia, nitrato, DQO, <i>E. coli</i> , coliformes totais, condutividade e oxigênio dissolvido) e o respectivo padrão de qualidade definido pela Resolução CONAMA 357/2005.	57
Tabela 5-2: Classificação de balneabilidade de acordo com os valores de <i>Escherichia Coli</i> , em NMP/100mL, definidos pela CONAMA 274/2000.	62

Lista de Equações

Equação 3-1: Tempo de detenção.....	16
Equação 3-2: Balanço hídrico.....	16
Equação 3-3: Reação de Dissociação da água.....	23

Lista de Quadros

Quadro 3-1: Dados comparativos na hidrodinâmica de rios, lagos e represas (Adaptado de Tundisi, 2008).....	13
Quadro 3-2: Faixas aproximadas de valores de fósforo total para os principais graus de trofia. Fonte: Von Sperling, 1996.....	17
Quadro 3-3: Classificação dos corpos hídricos de água doce em classes e seus usos (Conama 357/05).	28
Quadro 4-1: Caracterização das sete estações de amostragem monitoradas para análise dos parâmetros físicos, químicos e biológicos de qualidade da água.	33
Quadro 4-2: Relação dos parâmetros de qualidade da água monitorados e seus respectivos métodos de análise.....	35

Lista de Siglas

ETEB-Sul: Estação de Tratamento de Esgotos Brasília Sul

ADASA: Agência Reguladora de Águas, Energia e Saneamento Básico do Distrito Federal

CAESB: Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal

EA: Estação de Amostragem

1 INTRODUÇÃO

O lago Paranoá, desde sua criação, é parte fundamental da história da Capital Federal, alterando o microclima da região bem como adicionando um novo ecossistema, que viria a modificar as interações ambientais originais da região.

Por ser caracterizado como reservatório de múltiplos usos, o lago Paranoá, ao longo de sua história, foi alvo de uma série de estudos que variam desde investigações biológicas sobre seu ecossistema a estudos econômicos que exploraram o valor representado pelo lago, do ponto de vista ambiental e social.

Dentre os principais usos deste reservatório destacam-se: a geração de energia, diluição de efluentes tratados, transporte, lazer, pesca comercial e de subsistência. Tendo isto em mente, é importante ressaltar que esta variabilidade de possíveis usos deve coincidir com a adequação correta de índices de qualidade referentes às suas classes.

O foco deste trabalho está direcionado a um dos braços do reservatório, o braço do Riacho Fundo, que a algum tempo é considerada como uma das regiões mais degradadas do lago Paranoá. Dentre os principais motivos desta degradação destaca-se o lançamento de efluentes tratados pela Estação de Tratamento de Esgotos Brasília Sul que, historicamente, é uma das principais fontes de nutrientes do lago. A unidade hidrográfica do Riacho Fundo também vem contribuindo muito com a quantidade de nutrientes aportados, tanto em termos de urbanização quanto de áreas não atendidas pela rede coletora (Dias, 2013).

Apesar de a ETEB-Sul ter melhorado sua eficiência de remoção de nutrientes por meio da adição do tratamento terciário, ainda assim pode-se observar as consequências do aporte de nutrientes no Lago. Com a alteração da morfometria do reservatório ao longo dos anos pela constante mudança no uso do solo e crescimento populacional, que ocasionou aumento no aporte de sedimentos, faz-se necessária a exploração da dispersão do efluente tratado, em termos químicos, físicos e biológicos. É necessária uma caracterização qualitativa dos parâmetros que influenciam a dinâmica dessa região. Para isso é importante a avaliação da concentração de certos nutrientes lançados e do modo de lançamento, avaliando a diferença entre períodos secos e chuvosos.

Dessa forma, foi feito o monitoramento da qualidade da água no Braço do Riacho Fundo, com o intuito de entender a distribuição dos poluentes e verificar se os parâmetros de qualidade se encontram dentro dos limites estabelecidos conforme o enquadramento do Lago.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

O presente trabalho tem como objetivo avaliar a qualidade da água do braço do lago Paranoá com afluência do ribeirão Riacho Fundo e do efluente da ETEB-Sul, com intuito de analisar a distribuição da pluma de contaminação proveniente destas fontes de cargas.

2.2 Objetivos específicos

- Criar uma metodologia que permita a identificação e monitoramento da interferência da pluma de contaminação do braço do Riacho Fundo na qualidade de água do lago Paranoá.
- Entender o comportamento temporal e espacial dos parâmetros de qualidade da água ao longo da área de influência do efluente da ETEB-Sul.
- Verificar o enquadramento do braço do Riacho Fundo com relação aos padrões nacionais de qualidade da água preconizados pela Política Nacional dos Recursos Hídricos, Política Nacional de Meio Ambiente, Resolução CONAMA 357/2005 e CONAMA 274/2000.

3 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA E REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Essa revisão teórica aborda temas relacionados a formação e histórico do lago Paranoá, sua situação atual como reservatório artificial de múltiplos usos, bem como da Unidade Hidrográfica e braço do Riacho Fundo.

Para que se entenda melhor a atual situação da região estudada, a revisão aborda o desempenho operacional da Estação de Tratamento de Águas Residuárias Brasília Sul e características de ecossistemas lacustres. A eutrofização, qualidade e usos da água e aspectos legislativos abordados fornecem suporte para a compreensão do estudo realizado.

3.1 HISTÓRICO DA FORMAÇÃO DO LAGO PARANOÁ

O lago Paranoá e sua história são parte intrínseca do processo de formação da Capital Federal. Desde os relatórios da Missão Cruls, de 1893, já era estudada a possibilidade da inserção de uma nova Capital na Bacia do Rio Paranoá e da formação de um lago artificial que supriria as necessidades da futura Capital (Fonseca, 2001).

Os trabalhos preliminares da Missão, apesar de possuírem suma importância, não foram suficientes para definir a viabilidade ambiental do empreendimento. Sendo assim, em 1955, os estudos detalhados do Relatório Belcher serviram como alavanca para a criação da nova Capital, a partir da escolha do Sítio Castanho como local adequado para a implantação de Brasília, sendo enfatizada a possibilidade de uso da rede de drenagem para abastecimento e produção de energia (Fonseca, 2001).

Fruto do barramento do rio Paranoá, iniciado em 12 de setembro de 1959, o Lago tinha como principais funções a composição paisagística da cidade de Brasília, o lazer, o melhoramento do microclima da região e a geração de energia elétrica. Com o passar do tempo, suas funções foram ampliando-se para o recebimento de águas pluviais urbanas, transporte, pesca comercial e de subsistência, e recebimento e diluição de efluentes sanitários, caracterizando-o como uma represa artificial de usos múltiplos.

No Relatório do Plano Piloto de Brasília, Lucio Costa não previa os aspectos de adensamento populacional em suas margens, de modo que a ocupação das áreas marginais do Lago destinar-se-iam à construção de clubes esportivos e áreas de lazer (Fonseca, 2001). De acordo com Menezes (2010), em seu trabalho de análise de uso e ocupação do solo, verificou-se que áreas urbanas ocupam aproximadamente 341 km² da bacia do Lago Paranoá, algo em torno de 34% da área total, sendo esse número controlado pela presença de grandes áreas de preservação permanente.

A Bacia do lago Paranoá está localizada no centro do Distrito Federal, ocupando uma área equivalente à 18% de seu território. A Bacia suporta, quase que integralmente, as demandas de cerca de 14 regiões administrativas, entre elas: Brasília, Lago Sul, Lago Norte, Sudoeste, Cruzeiro, Guará, Riacho Fundo, Núcleo Bandeirante e Águas Claras (Ferrer e Negro, 2011).

De acordo com Fonseca (2001), as unidades hidrográficas que compõem a bacia do lago Paranoá são: Santa Maria/Torto, Bananal, Riacho Fundo, Ribeirão do Gama e lago Paranoá (Figura 3.1), sendo essa última composta pelas áreas de drenagens de pequenos córregos que contribuem diretamente para o Lago e áreas de contribuição direta ao espelho d'água. Com o barramento, as áreas de seus tributários - Riacho Fundo e Ribeirão do Gama ao sul e Córrego do Bananal e Ribeirão do Torto ao norte - foram represadas formando a configuração atual do Lago, quatro braços principais que convergem à um corpo central.

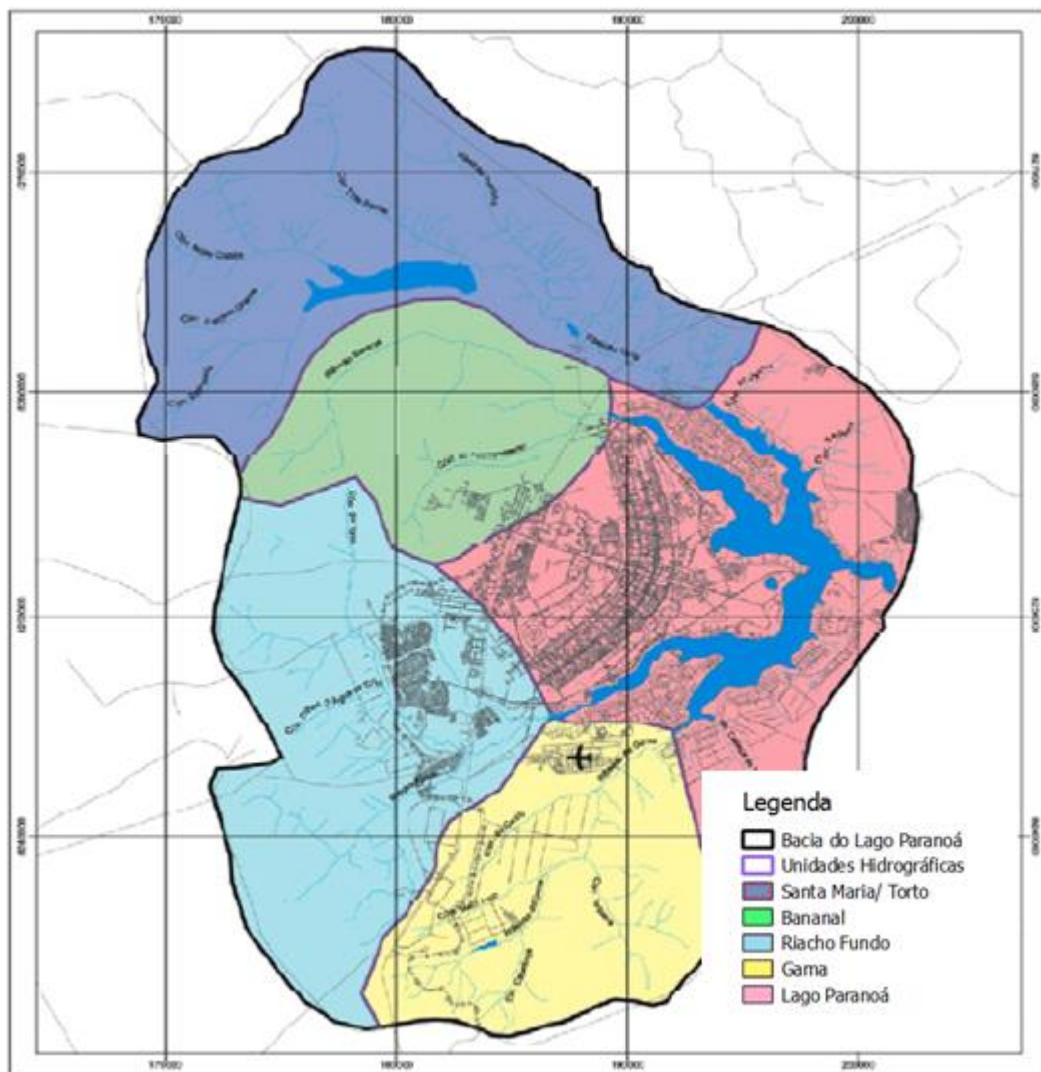


Figura 3-1: Carta de Unidades Hidrográficas do Lago Paranoá (SEMARH, 2001).

3.1.1 Unidade Hidrográfica Do Riacho Fundo

O crescimento desordenado da cidade de Brasília foi além das expectativas de projeto, contendo uma estimativa inicial máxima de quinhentos mil habitantes que viveriam na cidade, este número foi rapidamente superado, tendo hoje em dia uma população estimada de quase 2,9 milhões de habitantes (IBGE, 2015). Com esse crescimento acelerado, a ocupação urbana em novas áreas tornou-se insustentável do ponto de vista ambiental, causando impactos negativos em várias das unidades hidrográficas componentes da bacia do lago Paranoá, entre elas, a Unidade Hidrográfica do Riacho Fundo.

O principal Ribeirão da Unidade, o Riacho Fundo, nasce na região sudoeste da Bacia do lago Paranoá. Em sua margem direita, tem como principal afluente o córrego Coqueiros, enquanto que em sua margem esquerda encontram-se os córregos Vicente Pires e Guará, como principais afluentes (Figura 3.2). A Sub-bacia contribuinte possui uma área de 225,48 km² e a vazão média do Ribeirão é de cerca de 4,04m³/s (Fonseca, 2001).

Entre os principais conglomerados urbanos encontrados ao longo da foz do Ribeirão Riacho Fundo, estão a Vila Telebrásília, o centro universitário UNIEURO e as quadras iniciais da Região Administrativa do Lago Sul.

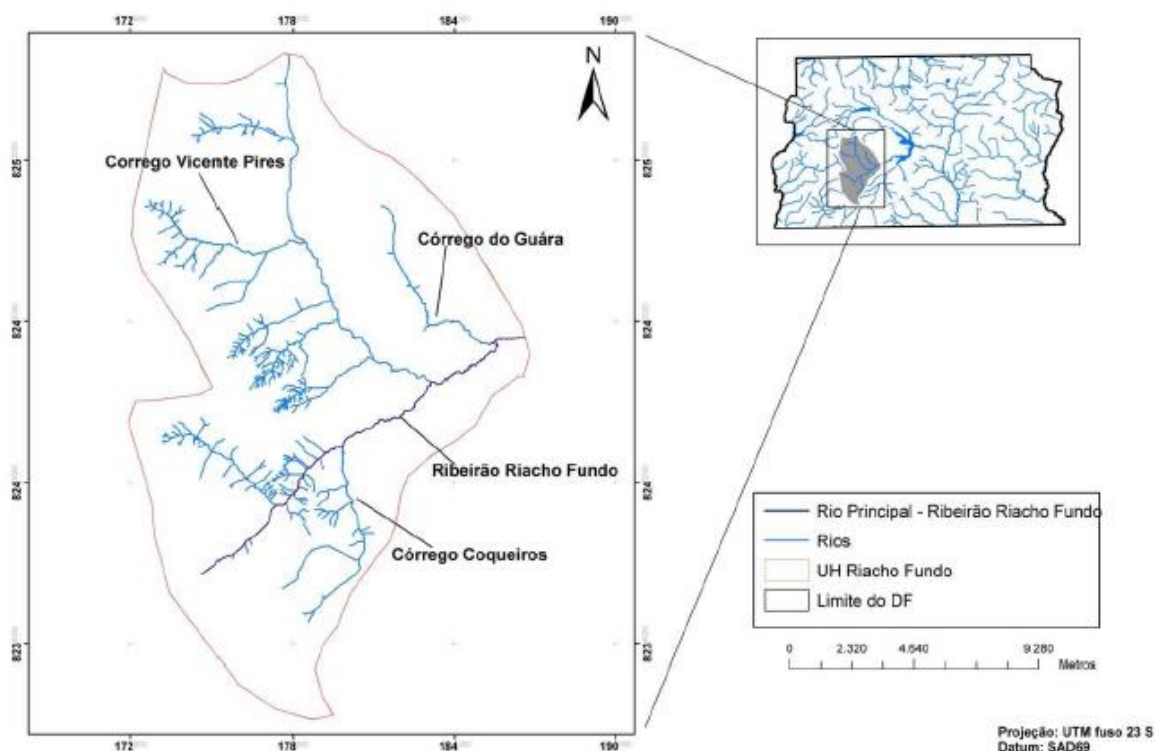


Figura 3-2: Unidade Hidrográfica do Riacho Fundo (Dias, 2013)

A Vila Telebrasília foi criada há cinquenta e sete anos e é uma área de especial interesse no controle de qualidade da água, uma vez que, hoje, encontra-se em situação irregular, não sendo atendida por um sistema próprio de coleta de esgoto. Situação diferente da do bairro Lago Sul e da Universidade UNIEURO, que são atendidos por um sistema de coleta de esgotos, que posteriormente são tratados na ETEB-Sul. A Vila Telebrasília possui apenas sumidouros, fossas e fossas sépticas como unidades de tratamento primário de esgoto, sendo possíveis fontes de contribuição para o aporte de nutrientes no Lago (Dias, 2013).

3.1.2 Lago Paranoá como Receptor de Águas Residuárias

Situado a jusante de Brasília, desde seu enchimento, em 1959, sanitaristas já alertavam para o envelhecimento do Lago caso não houvesse a retirada da cobertura vegetal em seu fundo. As ações antrópicas desenvolvidas na bacia de drenagem provocaram uma aceleração do processo de eutrofização que chegou ao seu pico na década de 1970. As principais fontes de nutrientes constatadas nessa época foram os tributários do Lago, galerias de águas pluviais, esgotos clandestinos, escoamento superficial e os efluentes das Estações de Tratamento de Esgotos Norte e Sul (Fonseca, 2001).

O saneamento em Brasília teve seu início com a construção da Capital a partir da criação da Divisão de Água e Esgotos, vinculada à Novacap (CAESB, 2015). Um ano após a inauguração do Lago, em 1961, a ETE Brasília Sul, localizada no braço do Riacho Fundo, começou sua operação com um sistema de tratamento de esgoto do tipo lodos ativados convencional e, em 1969, a ETE Brasília Norte localizada no braço do Bananal, entrou em operação com o mesmo tipo de tratamento (Burnett *et al.*, 2001).

De acordo com Burnett *et al.* (2001), em 1970 foi elaborado o Plano Diretor de Água, Esgotos e Controle da Poluição do Distrito Federal, com o objetivo de buscar soluções para os problemas de eutrofização no lago Paranoá, sendo o primeiro documento que considerava o desenvolvimento das ações internas e externas da Companhia de Saneamento.

Em 1975 foi elaborado um Programa para recuperação e manutenção do Lago. O Programa indicou estudos e projetos à serem realizados a curto, médio e longo prazo, o que culminou na decisão pelo lançamento de efluentes no corpo d'água após tratamento terciário com remoção biológica de nutrientes, processo chamado Phoredox, seguido de polimento final (Burnett *et al.*, 2001).

Um balanço de cargas feito em 1980 indicou que a carga total de fósforo lançada pelas duas principais ETE's (Norte e Sul) contabilizava cerca de 223 kg/d, valor correspondente

à 70% da carga total afluyente. Dos quatro tributários, aqueles que contabilizavam maior aporte de nutrientes eram o ribeirão Riacho Fundo e Ribeirão do Torto (Burnett *et al.*, 2001)

Segundo Pereira (2006), processos como a implantação da coleta de esgotos para cerca de 90% da população na Bacia do lago Paranoá, o melhoramento na capacidade de tratamento das duas principais ETE's (Brasília Norte e Sul) e o deplecionamento realizado sistematicamente desde 1998, contribuíram significativamente para o processo de despoluição do Lago em suas últimas décadas e condicionaram o Lago à condição de mesotrofia.

Atualmente, as ações antrópicas devido principalmente a alterações na dinâmica de uso e ocupação do solo vêm provocando distintas mudanças na morfologia do Lago, fato que tem consequência direta na qualidade do corpo d'água. Menezes (2010) aponta que a Unidade Hidrográfica do Riacho Fundo foi a que apresentou maior área impactada como consequência da expansão urbana e o aumento do escoamento superficial, sendo esta área a que mais exerce pressão ambiental sobre o lago Paranoá.

Resultados do trabalho realizado por Echeverria (2007) indicaram mudanças nos parâmetros físicos e químicos em períodos de chuva e seca nos tributários do Lago. Segundo o autor, em períodos de chuva, valores como condutividade, temperatura e sólidos totais dissolvidos aumentaram quando comparados com os valores encontrados em períodos de seca. Além disso, valores como cloreto, alcalinidade e nitrato no ribeirão do Riacho Fundo apresentaram-se muito superiores aos dos outros tributários.

3.2 TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS E A ETE BRASÍLIA SUL

A Estação de Tratamento de Esgotos Brasília Sul possui uma vazão de projeto de 1.500 L/s e funciona atualmente com uma vazão média de 1.112,3 L/s (SIESG, 2014). A estação atende as áreas da Asa Sul, Lago Sul, Núcleo Bandeirantes, Candangolândia, Cruzeiro/Octogonal, Guará, S.I.A., Sudoeste e Águas Claras (Caesb, 2015). Inaugurada em 1993, a ETE Brasília Sul é a estação de tratamento de esgotos no DF de maior vazão média e de projeto. A sua tecnologia de tratamento é a de lodos ativados a nível terciário, por meio de Sistema Phoredox, que inclui a remoção biológica de nutrientes e o polimento final por meio de processo físico-químico.

O sistema de tratamento de lodos ativados compreende a remoção de matéria orgânica dissolvida do efluente através de um processo aeróbio, no qual a adição de oxigênio à mistura lodo-efluente permite um maior contato entre ambos resultando numa biodegradação mais eficiente. Esse sistema possui algumas vantagens em comparação com outros sistemas, entre elas a elevada eficiência de remoção de DBO, a possibilidade de remoção de nutrientes, os baixos requisitos de área, as possibilidades reduzidas de proliferação de vetores e maus odores e a flexibilidade operacional. No entanto, possui também algumas desvantagens, como os elevados custos de implantação e operação, necessidade de tratamento do lodo e sua disposição final, e principalmente a baixa eficiência na remoção de coliformes, além do fato de o sistema ser relativamente sensível a descargas tóxicas (von Sperling, 2012).

A remoção biológica de nutrientes, nitrogênio e fósforo, consiste em retirar o restante desses elementos que permaneceram no efluente após o tratamento por lodos ativados. O processo ocorre por intermédio de microrganismos que realizam a desnitrificação e a desfosfatação. O sistema Phoredox é uma otimização desse processo, desenvolvido por Barnard em 1976, que foca na remoção biológica de fósforo. Sua configuração consiste em um reator anaeróbio seguido por um tanque aeróbio, com a recirculação do lodo para o primeiro reator. A hipótese dada por Barnard é a de que a zona anaeróbia estabelece um baixo potencial redox, estimulando a remoção de fósforo (Wentzel *et al.*, 2008). Por fim, o polimento final consiste na retenção de sólidos e fósforo residuais através da floculação química (SIESG, 2014).

Nas Tabelas 3.1 e 3.2, estão apresentados os dados de desempenho da ETEB-Sul em relação a alguns parâmetros de seu efluente.

Tabela 3-1: Desempenho operacional da ETE Brasília Sul no ano de 2013 (SIESG, 2014).

Dados		jan	fev	mar	abr	mai	jun	jul	ago	set	out	nov	dez	Média
Vazão (m³)	tratada	3.426.709	2.945.251	3.347.995	3.168.096	2.837.546	2.607.950	2.476.919	2.603.531	2.605.053	2.712.551	3.001.499	3.321.434	2.921.211
	trat./ proj.	85,3%	81,2%	83,3%	81,5%	70,6%	67,1%	61,7%	64,8%	67,0%	67,5%	77,2%	82,7%	74,2%
DBO (mg/L)	afluente	264	280	347	268	330	336	360	408	400	356	340	285	331
	efluente	12,7	12,0	14,7	17,8	21,3	19,6	18,5	32,0	46,7	72,0	32,3	34,5	27,8
	Rem (%)	95,2%	95,7%	95,8%	93,4%	93,5%	94,2%	94,9%	92,2%	88,3%	79,8%	90,5%	87,9%	91,8%
DQO (mg/L)	afluente	543	606	581	637	680	696	660	NA	NA	NA	451	428	587
	efluente	44,6	53,4	44,4	40,3	41,6	38,1	38,0	NA	NA	NA	45,8	41,0	43,0
	Rem (%)	91,8%	91,2%	92,4%	93,7%	93,9%	94,5%	94,2%	NA	NA	NA	89,8%	90,4%	92,4%
TKN (mg/L)	afluente	36,6	39,8	38,2	40,9	47,6	51,9	53,5	NA	NA	NA	47,7	42,1	44,2
	efluente	7,4	14,8	6,8	7,0	7,0	6,1	4,9	NA	NA	NA	13,3	10,5	8,7
	Rem (%)	79,7%	62,7%	82,2%	82,9%	85,3%	88,2%	90,8%	NA	NA	NA	72,1%	75,1%	79,9%
PT (mg/L)	afluente	4,6	5,0	5,2	5,2	6,1	6,5	6,7	NA	NA	NA	6,1	5,1	5,6
	efluente	0,3	0,3	0,2	0,3	0,3	0,3	0,2	NA	NA	NA	0,4	0,4	0,3
	Rem (%)	93,9%	94,2%	96,4%	94,7%	95,8%	95,3%	96,8%	NA	NA	NA	93,2%	92,3%	94,8%
SS (mg/L)	afluente	173	155	158	138	155	157	177	224	211	217	174	153	174
	efluente	5,2	7,3	4,2	5,6	8,9	5,4	5,0	9,2	17,0	35,5	15,2	12,9	10,9
	Rem (%)	97,0%	95,3%	97,4%	96,0%	94,3%	96,6%	97,2%	95,9%	91,9%	83,6%	91,3%	91,6%	94,0%
CT (NM-P/100mL)	afluente	1,1E+07	2,1E+07	7,0E+06	1,3E+07	2,2E+07	7,9E+06	3,3E+07	7,0E+06	2,3E+07	4,9E+06	7,9E+06	3,3E+06	1,3E+07
	efluente	3,3E+03	7,9E+04	1,7E+04	3,3E+03	4,9E+03	1,7E+04	3,3E+04	4,6E+04	1,3E+05	1,7E+05	4,9E+04	4,9E+04	5,0E+04
	Rem (%)	99,9700%	99,6238%	99,7571%	99,9746%	99,9777%	99,7848%	99,9000%	99,3429%	99,4348%	96,5306%	99,3797%	98,5152%	99,3493%

Legenda:

DBO - demanda bioquímica de oxigênio

DQO - demanda química de oxigênio

TKN - nitrogênio total de Kjeldahl

PT - fósforo total

SS - sólidos suspensos

CT - coliformes termotolerantes

trat./ proj. - vazão tratada/ vazão de projeto

Tabela 3-2: Desempenho operacional da ETE Brasília Sul no ano de 2012 (SIESG, 2013).

Dados		jan	fev	mar	abr	mai(**)	jun	jul	ago	set	out	nov	dez	Média
Vazão (m³)	tratada	3.301.315	2.906.519	3.295.037	2.995.862	2.916.351	2.572.318	2.523.463	2.670.501	2.699.416	2.965.252	3.601.828	3.117.541	2.963.784
	trat./ proj.	82,2%	77,3%	82,0%	77,1%	72,6%	66,2%	62,8%	66,5%	69,4%	73,8%	92,6%	77,6%	75,0%
DBO (mg/L)	afluente	180	240	235	230	NA	300	344	305	320	212	185	280	257
	efluente	21,4	67,8	24,3	27,5	NA	21,0	22,0	29,3	11,3	5,8	9,5	12,3	22,9
	Rem (%)	88,1%	71,8%	89,7%	88,0%	NA	93,0%	93,6%	90,4%	96,5%	97,3%	94,9%	95,6%	90,8%
DQO (mg/L)	afluente	540	600	683	536	NA	652	725	752	854	578	482	605	637
	efluente	59,1	130,4	63,2	58,9	NA	66,1	58,0	51,9	39,3	25,3	29,0	44,2	57
	Rem (%)	89,0%	78,3%	90,7%	89,0%	NA	89,9%	92,0%	93,1%	95,4%	95,6%	94,0%	92,7%	90,9%
TKN (mg/L)	afluente	37,2	40,6	40,8	40,2	NA	49,5	53,0	52,8	53,0	48,2	38,6	43,0	45,2
	efluente	18,6	24,6	16,6	17,0	NA	23,3	18,1	16,2	8,9	5,8	7,2	6,5	14,8
	Rem (%)	50,0%	39,3%	59,4%	57,7%	NA	52,9%	65,9%	69,4%	83,2%	87,9%	81,3%	84,8%	66,5%
PT (mg/L)	afluente	5,0	5,1	5,1	5,6	NA	5,5	6,4	6,8	6,9	6,1	4,6	5,1	5,7
	efluente	0,5	1,5	0,6	0,5	NA	0,4	0,5	0,4	0,3	0,2	0,5	0,2	0,5
	Rem (%)	90,7%	71,0%	87,8%	91,0%	NA	93,2%	91,9%	94,6%	95,3%	96,5%	88,6%	95,3%	90,6%
SS (mg/L)	afluente	196	152	282	152	NA	187	186	217	286	192	149	205	200
	efluente	19,3	52,3	27,7	14,7	NA	9,6	9,9	7,0	6,9	5,5	12,2	7,4	16
	Rem (%)	90,2%	65,6%	90,2%	90,3%	NA	94,8%	94,7%	96,8%	97,6%	97,1%	91,8%	96,4%	91,4%
CT (NMP/100 mL)	afluente	9,4E+06	7,9E+06	1,1E+07	1,7E+07	NA	7,9E+06	1,7E+07	2,3E+06	7,9E+06	1,3E+07	3,3E+06	9,4E+06	9,6E+06
	efluente	2,2E+05	2,3E+05	9,2E+05	7,0E+04	NA	1,1E+05	2,3E+04	7,9E+04	2,2E+04	2,3E+04	6,3E+04	7,0E+04	1,7E+05
	Rem (%)	97,6596%	97,0886%	91,6364%	99,5882%	NA	98,6076%	99,8647%	96,5652%	99,7215%	99,8231%	98,0909%	99,2553%	97,9910%

Legenda:

DBO - demanda bioquímica de oxigênio

DQO - demanda química de oxigênio

TKN - nitrogênio total de Kjeldahl

PT - fósforo total

SS - sólidos suspensos

CT - coliformes termotolerantes

trat./ proj. - vazão tratada/ vazão de projeto

3.3 CARACTERÍSTICAS DE LAGOS

Lagos são corpos d'água que não possuem conexão direta com os oceanos, sendo também chamados de sistemas lênticos ou lacustres. Seu estudo se inclui na limnologia, a ciência que estuda a biologia de águas continentais, sejam águas correntes (rios), ou estagnadas (lagos), de natureza doce, salina ou salobra.

O surgimento de lagos se deve a fenômenos endógenos e exógenos à crosta terrestre. Os primeiros se referem a processos originários do interior da crosta terrestre, como movimentos tectônicos e vulcânicos; e os segundos são processos exteriores a mesma, como glaciação, erosão e sedimentação. A formação da maioria dos lagos naturais brasileiros é resultado da atividade dos sistemas fluviais, formando ecossistemas pequenos e rasos, raramente apresentando profundidade superior a 20 m (Esteves, 1998).

Como a maioria dos lagos naturais brasileiros é rasa, é interessante notar alguns aspectos que são comuns a eles, de acordo com Tundisi (2008):

- Sedimentação irregular interrompida por períodos de erosão;
- Zonação horizontal de parâmetros maior que a zonação vertical;
- Circulação vertical e horizontal efetiva e ausência de longos períodos de estratificação;
- Tendência à eutrofização.

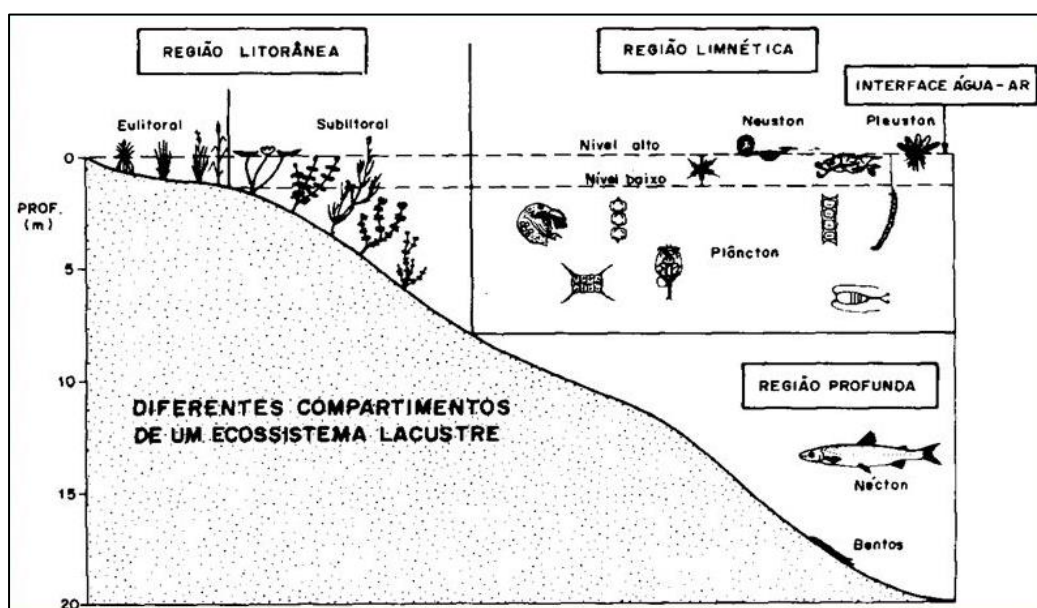


Figura 3-3: Compartimentos de Ecossistemas Lacustres (Esteves,1998).

O primeiro passo na compreensão e caracterização de um lago é determinar sua geometria, para isso dados como batimetria e contorno do lago devem ser determinados (Chapra, 1997). As principais características físicas de um lago são: comprimento, profundidade, área e volume, sendo que a partir dessas medidas, torna-se mais simples a compreensão da compartimentalização desses ambientes.

Lagos são divididos de acordo com os seguintes compartimentos: região litorânea, região limnética ou pelágica, região profunda e interface água-ar (Figura 3.3). A região litorânea esta em contato direto com o ecossistema terrestre adjacente, sendo uma área de transição (ecótono) entre o mesmo e o lago. Esta região pode ser considerada um compartimento autônomo por possuir todos os níveis tróficos de um ecossistema: produtores primários, consumidores e decompositores.

A estratificação térmica é um dos processos que determinam o funcionamento dos lagos. Ocorre a diferenciação de camadas - epilímnio, metalímnio e hipolímnio – no lago de acordo com a temperatura, onde a camada superficial, o epilímnio apresenta a temperatura mais elevada e a mesma diminui com a profundidade. Para lagos em regiões tropicais, pode ocorrer a estratificação química, principalmente de oxigênio, que independe da ocorrência de estratificação térmica (Esteves, 1998).

Além dos lagos naturais existem os lagos artificiais, que se diferenciam basicamente pela sua origem e morfometria.

3.3.1 Lagos Artificiais

Represas e reservatórios são lagos artificiais que resultam do barramento de rios para diversos fins, sejam eles para abastecimento da população, geração de energia elétrica, uso recreativo da água, e outros.

Em um reservatório, a localização da barragem em relação ao curso do rio e sua altura são fatores determinantes de suas características hidrológicas, como vazão, temperatura da água, insolação, turbidez. Essas características vão, por sua vez, influenciar o ciclo biogeoquímico dos nutrientes e moldar a biota presente neste ambiente (Tundisi, 2008).

Reservatórios apresentam gradientes longitudinais bem característicos e acentuados, onde se distinguem três regiões: sob influência dos rios tributários, transicional, e a de caráter mais lacustre (sujeita às ações de abertura de vertedores e turbinas). A interação entre essas áreas depende do fluxo de água, da entrada dos tributários, do tempo de retenção e das características de construção da represa.

A profundidade da represa em relação a sua área superficial, juntamente com a intensidade dos ventos na região, afeta a intensidade da mistura dentro do lago, influenciando a qualidade da água (Tundisi, 2008).

Quanto à morfometria, existem dois tipos de represas: com padrão dendrítico acentuado e com padrão morfométrico simples. A primeira apresenta elevado grau de desenvolvimento da margem, sendo o número de compartimentos importante para os processos de circulação e de acúmulo de material, o que afeta diretamente a estratificação e o nível de eutrofização. Enquanto que a segunda, por possuir um eixo longitudinal mais longo, apresenta processos de circulação e de transporte de sedimentos menos complexos (Tundisi, 2008).

Existem algumas diferenças básicas entre a hidrodinâmica de rios, lagos e represas, como pode ser observado no Quadro 3.1.

Quadro 3-1: Dados comparativos na hidrodinâmica de rios, lagos e represas (adaptado de Tundisi, 2008).

	Rios	Represas	Lagos Naturais
<i>Flutuações de nível</i>	Grandes Rápidas Irregulares	Normalmente grandes Irregulares (depende da represa e do uso)	Pequenas e estáveis
<i>Intrusões</i>	Drenagem superficial e subterrânea altamente irregular	Intrusões via tributários Intrusão de água em várias camadas, em fluxos superficiais ou profundos	Intrusão via tributários e fontes difusas Intrusões na superfície ou profundas
<i>Descargas</i>	Irregulares, dependendo da precipitação e da drenagem superficial	Irregulares, dependendo dos usos da água Descarga da superfície ou hipolímio	Relativamente estáveis Frequentemente na superfície
<i>Vazões</i>	Rápidas, unidirecionais, horizontais	Variáveis dependendo dos usos da água. Em várias profundidades, dependendo da construção e operação	Constante, pouco variáveis, em várias profundidades

3.3.2 Metabolismo do Ecossistema Aquático e Ciclos Biogeoquímicos

De acordo com Esteves (1998), o metabolismo de um ecossistema aquático consiste na estrutura e funcionamento do mesmo, compreendendo três etapas: produção, consumo e decomposição.

A produção, ou produtividade, é realizada pelos organismos capazes de sintetizar matéria orgânica a partir de gás carbônico, sais minerais e energia solar. Estes organismos, os produtores primários, são representados pelo fitoplâncton (microalgas e cianobactérias), macrófitas e algumas bactérias. A biomassa mais representativa dos produtores primários se encontra na zona eufótica do lago e são essenciais para garantir a fonte de energia para o restante da cadeia alimentar.

O consumo da energia produzida ocorre em diferentes níveis tróficos. Os organismos que se utilizam diretamente da biomassa dos produtores primários são os consumidores primários, como zooplâncton, peixes e insetos aquáticos. Os consumidores secundários são aqueles que se alimentam dos primários, como micro crustáceos e peixes.

A decomposição é a mineralização da matéria orgânica, realizada principalmente por bactérias e fungos, sendo uma etapa fundamental para promover a circulação dos nutrientes no ecossistema aquático.

Os ciclos dos elementos químicos necessários para o metabolismo de organismos, ou seja, dos nutrientes, estão inter-relacionados com processos biológicos, geoquímicos e físicos (Tundisi, 2008). Nos estudos sobre a dinâmica dos lagos a avaliação das concentrações dos macronutrientes carbono, nitrogênio e fósforo é importante para entender a dinâmica do ecossistema.

Em lagos, as formas mais importantes em que o fósforo se apresenta são: fósforo total, que é o fósforo em suspensão na forma particulada (frações orgânica e inorgânica), e fósforo dissolvido (fósforo inorgânico). De acordo com Wetzel (1975), fósforo total inclui:

- Fósforo presente em organismos, na forma de ácidos nucleicos, enzimas e nucleotídeos
- Fases minerais de rocha e solo, onde o fósforo é adsorvido em complexos inorgânicos como argilas, carbonatos e hidróxidos de ferro.
- Fósforo adsorvido em matéria orgânica morta.

Por sua vez, fósforo dissolvido é composto por: ortofosfatos; polifosfatos, originados de detergentes; e fósforo adsorvido com colóides. Para estudos limnológicos, a maioria dos dados de fósforo são analisados na forma de fósforo total e ortofosfato.

O ciclo do fósforo pode ser estudado em três compartimentos: no epilimnio, na região litorânea e no sedimento. No epilimnio, o plâncton é o maior responsável pela captura do fósforo e o período de retorno é inversamente proporcional a área do lago (Rigler, 1973 apud Wetzel, 1975). Na região litorânea, as plantas aquáticas também participam do ciclo, captando fósforo para o seu desenvolvimento, e liberando-o na forma de matéria orgânica após sua morte.

Uma parte importante do ciclo do fósforo em ecossistemas aquáticos acontece no sedimento, visto que a concentração de fósforo no sedimento é bem maior do que na água. As trocas de fósforo entre o sedimento e a água são reguladas por mecanismos como: processos de sorção, interações redox dependentes da quantidade de oxigênio e atividades de microrganismos presentes (Wetzel, 1975).

O nitrogênio está presente em águas continentais em várias formas: dissolvido; compondo aminoácidos e proteínas; presente em compostos húmicos; amônia; nitrato; e nitrito. Fontes de nitrogênio para o corpo d'água incluem: precipitação; fixação de nitrogênio na água e nos sedimentos; escoamento superficial e subsuperficial da bacia hidrográfica. Perdas de nitrogênio ocorrem por meio do escoamento para fora do sistema; desnitrificação; e perda para o substrato (Wetzel, 1975).

Os principais processos do ciclo do nitrogênio são a nitrificação, a desnitrificação e a fixação biológica. A nitrificação consiste na oxidação da amônia a nitrato por microrganismos em condições aeróbias, enquanto que a desnitrificação é o caminho inverso até a liberação de nitrogênio gasoso, em ambiente anaeróbio. A fixação biológica ocorre através da atividade de bactérias e cianobactérias (Tundisi, 2008).

O carbono possui um dos ciclos mais complexos, abrangendo vários processos limnológicos, desde a produção primária, passando por cadeias alimentares, até fenômenos de sucessão biológica (Esteves, 1998). O carbono tem uma fase orgânica e uma fase inorgânica.

O carbono orgânico pode ser dividido em algumas categorias. O carbono orgânico total (COT) é formado pela parte de detritos e pelo particulado da biota. O carbono presente nos detritos é composto por duas frações: o carbono particulado e o dissolvido (COD).

O carbono particulado dos detritos é fundamental na cadeia alimentar da comunidade bentônica. O carbono dissolvido é uma importante fonte de carbono na água através da

decomposição de plantas e animais e partir de produtos de excreção destes organismos (Esteves, 1998). A fase inorgânica do carbono é representada pelo CO₂, e as origens desse elemento num corpo d'água são: atmosfera, águas subterrâneas, decomposição e respiração de organismos.

Em se tratando dos fenômenos físicos ocorrentes em ecossistemas lacustres, é necessário o entendimento dos fluxos de entrada e saída de nutrientes bem como o amortecimento desses no ambiente para melhor compreensão do metabolismo.

A relação entre o fluxo que sai de um lago ou reservatório e o volume desse mesmo corpo d'água é representado pelo coeficiente entre volume e fluxo. Esse valor é conhecido como tempo de detenção (Equação 3.1), ou seja, o tempo em que levaria para que o lago ou reservatório secasse caso todos os fluxos de entrada cessassem seu suprimento (Thomann e Mueller, 1987).

Equação 3-1: Tempo de detenção

$$td = \frac{V}{Q}$$

Problemas de poluição da água em sistemas lênticos podem ser muito persistentes ao se considerar em longos tempos de detenção nestes sistemas. Tempos de detenção em lagos são usualmente na ordem de anos, enquanto em rios, na ordem de dias (Chin, 2013).

Assim como no estudo de estuários e rios, a compreensão dos fenômenos que lideram o balanço hídrico e a circulação em lagos se faz essencial para a análise de qualidade de águas naturais. Linsley *et al.* (1958) apontam uma equação hidrológica simplificada para descrever os fenômenos que ocorrem em lagos e reservatórios:

Equação 3-2: Balanço hídrico

$$\frac{dV}{dt} = Q_{in} - Q + PAs - EvAs$$

Onde V é tido como o volume do lago, As é a área da superfície do lago, Q_{in} e Q são os fluxos que entram e saem do lago, respectivamente, P é a precipitação que cai diretamente sobre o lago e Ev é a evaporação.

Além da compreensão dos fluxos de entrada e saída em sistemas lênticos, há a necessidade de se vislumbrar, também, como esses fluxos são amortecidos pelo ecossistema impactado, principalmente quando se trata da entrada de poluentes tanto

por fontes pontuais quanto difusas. Características de mistura em ambientes aquosos são influenciadas consideravelmente pelas características espaciais e temporais do campo de velocidade desse ambiente, além do potencial de biodegradabilidade que o ecossistema tem sobre os novos efluentes lançados.

Ao contrário do que acontece em águas correntes, sistemas lênticos estão muito mais suscetíveis à poluição uma vez que agem como “pias” retendo poluentes, enquanto que águas correntes descarregam os poluentes ao longo de seus caminhos (Chin, 2013).

Como visto antes, lagos, em geral, não são corpos d’água em que uma mistura completa é representativa, uma vez que são representados por velocidades baixas de fluxo e gradientes de temperatura que se desenvolvem tanto conforme o comprimento quanto conforme profundidade.

3.3.3 Eutrofização

Os lagos podem ser classificados segundo o grau de trofia, que se refere ao nível de fertilidade de um ecossistema, a partir da determinação de parâmetros como: concentração de nutrientes, biomassa de fitoplâncton e zooplâncton, concentração de oxigênio e transparência da água. Os principais níveis são: oligotrófico, mesotrófico e eutrófico. O Quadro 3.2 mostra o grau de trofia associado a valores de fósforo total.

Quadro 3-2: Faixas aproximadas de valores de fósforo total para os principais graus de trofia. Fonte: von Sperling, 1996

Classe de trofia	Concentração de fósforo total na represa (mg/m ³)
Ultraoligotrófico	< 5
Oligotrófico	< 10 - 20
Mesotrófico	10 - 50
Eutrófico	25 - 100
Hipereutrófico	> 100

A eutrofização, que é o processo de aumento de nutrientes, pode ser natural ou artificial. A natural se deve ao envelhecimento natural do lago, sendo um processo lento e contínuo que resulta do aporte de nutrientes carregados pelas chuvas e águas superficiais. Enquanto que a artificial é um processo dinâmico de alterações quantitativas e

qualitativas nas comunidades aquáticas, nas condições químicas e físicas do meio e na produtividade do sistema, sendo considerada uma forma de poluição (Esteves, 1998).

As principais causas da eutrofização artificial estão relacionadas com a entrada de águas residuárias, domésticas e industriais, a drenagem superficial e a contribuição de fertilizantes inorgânicos de áreas agrícolas para os ambientes aquáticos (Tundisi, 2008)

A taxa e o tempo de progressão da eutrofização de um lago, considerando uma carga constante de nutrientes, depende de alguns fatores como, o nível trófico inicial do lago, profundidade média e morfometria, e tempo de residência. Lagos oligotróficos respondem mais rapidamente ao acréscimo de nutrientes, visto que é um ambiente que se encontra em equilíbrio, enquanto que lagos hipereutróficos já possuem uma alta carga orgânica. A profundidade influencia na diluição de nutrientes, pois define a concentração por volume ou área, além de que, quando a profundidade é menor o alcance da zona eufótica é maior, facilitando a penetração da radiação solar até os sedimentos. Em lagos dendríticos, a tendência de produzir segmentos eutróficos é maior. O tempo de residência define o tempo de disponibilidade para uso de nutrientes, ou seja, sendo alto há maior probabilidade de captação de nutrientes pelo fitoplâncton (Tundisi, 2008).

De acordo com Esteves (1998), enquanto o aumento da produtividade primária é característica do epilímnio, no hipolímnio ocorre o aumento da concentração de detritos orgânicos, levando ao consumo destes pelos microrganismos e ao déficit de oxigênio nessa região. Desta forma, o nível trófico é um bom indicador da qualidade de água de um sistema lacustre, refletindo o grau de desequilíbrio ecológico.

3.4 QUALIDADE E USOS DA ÁGUA

A água caracteriza-se como um composto essencial à vida. Sem suas propriedades físico-químicas e seu comportamento anômalo em comparação com outros compostos, jamais haveria possibilidade do surgimento e manutenção da vida como conhecemos hoje na Terra. É um composto formado basicamente por moléculas covalentes, nas quais os dois átomos de hidrogênio repartem elétrons com o átomo singular de oxigênio em sua composição (Esteves, 1998).

von Sperling (1995) faz a diferenciação entre a qualidade de uma água existente- sendo essa função direta das condições naturais e de uso e ocupação do solo da bacia- e a qualidade desejável de uma água- sendo essa função direta de seu uso previsto. O estudo então, tanto da fonte quanto do tipo de poluição em corpos hídricos, faz-se essencial tanto na previsão e caracterização das consequências de ações poluidoras quanto na busca de soluções para a obtenção de igualdade entre os parâmetros estabelecidos na legislação e o tipo de uso pretendido.

Os usos da água demandados pelas populações e atividades econômicas classificam-se como usos consuntivos e não-consuntivos. Consuntivos quando há perdas entre o volume d'água captado e o volume que retorna ao curso d'água- como é o caso do abastecimento doméstico e industrial, irrigação, dessedentação de animais e aquicultura- e não consuntivos quando tais perdas não acontecem, como é o caso da navegação, recreação e harmonia paisagística, pesca, diluição e assimilação de efluentes e por fim geração de certos tipos de energia como é o caso da hidroeletricidade (Heller e Pádua, 2006).

Cunha e Ferreira (2006) levantam a importância do planejamento e uso de um corpo hídrico no que se refere a definição de prioridades ligadas às suas múltiplas finalidades. A definição do uso desejável de um corpo d'água é essencial então para a interação entre políticas públicas ambientais e econômicas.

É importante lembrar que o conceito de qualidade não está necessariamente ligado ao grau de pureza da água ou à sua potabilidade, mas sim às características que satisfazem seu uso desejado. Sendo assim, o planejamento e gestão dos recursos hídricos devem ser feitos, espelhando-se nos diferentes requisitos de qualidade para seus correspondentes usos.

Águas receptoras caracterizam-se como quaisquer corpos d'água em que águas superficiais, águas residuárias tratadas ou não tratadas são lançadas (USEPA, 2015). A

interferência do ser humano na alteração das águas, tanto por poluição pontual - fontes identificáveis, singulares ou múltiplas, geralmente reguladas pelo poder público que permitem um controle mais rápido e eficiente do lançamento - quanto por meio de poluição difusa - fontes mais complexas, de difícil identificação por não possuírem ponto de lançamento ou geração específico e que ocorrem geralmente em grandes áreas - representam perigo para a qualidade da água e conseqüentemente para todos os seres que dela usufruem (Thomann e Mueller, 1987).

Lançamentos de águas residuárias tratadas e não tratadas, lançamentos industriais e lançamentos provenientes de galerias de águas pluviais são exemplos de fontes pontuais; o escoamento de águas agrícolas e pecuárias, escoamentos provenientes de aterros sanitários, escoamento urbano e atividades recreacionais são exemplos de fontes não pontuais.

Para águas correntes em geral, os problemas ambientais mais comuns são grandes concentrações de patógenos, alterações no habitat, depleção de oxigênio e concentrações altas de metais pesados com o potencial de bioacumulação. Já em lagos e reservatórios, o problema mais comum a ser encontrado são os baixos níveis de oxigênio exacerbados por altos níveis de concentração de nutrientes (Chin, 2013).

O monitoramento da qualidade da água destaca-se como parte essencial do processo de avaliação e decisão para o controle de poluição hídrica. Sem o monitoramento não há possibilidade de determinar onde problemas de qualidade podem existir, onde focar as energias na resolução de tais problemas ou acompanhar o progresso de medidas ambientais de cunho mitigatório. O ato de monitorar consiste nas etapas de amostragem e análise dos constituintes da água e suas condições (USEPA, 2015).

Dentre as principais razões da importância do monitoramento de qualidade da água encontram-se (USEPA, 2015):

- A caracterização e identificação de mudanças ou tendências na qualidade da água conforme o tempo;
- A identificação de problemas existentes ou emergentes relativos à qualidade da água;
- A possibilidade de adequar respostas às situações emergenciais (como é o caso de enchentes ou derramamentos tóxicos);
- A junção de informações que permitem realização adequada de programas de remediação ou prevenção;

- A determinação da correspondência da qualidade da água com aspectos preconizados na legislação.

A mudança da qualidade da água pode ser notada comparando-se os parâmetros à montante e à jusante do ponto de lançamento do efluente. A consequência mais visível desse lançamento é a diminuição da capacidade de autodepuração do corpo hídrico. Ocorre o aumento da temperatura da água, variações no pH, diminuição do oxigênio dissolvido e aumento de nutrientes, o que acarreta em mudanças na biota aquática. É importante notar que existem muitos estudos relatando os impactos de efluentes em rios, mas em comparação poucos são os estudos de lagos e reservatórios.

Fraga, *et al.* (2012) destacam que um conhecimento da influencia de fatores naturais sobre a qualidade da água pode servir como indicador das alterações provocadas no meio ambiente por atividades antrópicas. Em seu trabalho, foi possível observar a correlação entre precipitação e parâmetros de qualidade da água em fontes de captação. Parâmetros que traduzem o nível de qualidade das águas são representados em três categorias, são elas: parâmetros físicos, químicos e biológicos.

3.4.1 Parâmetros Físicos

Dentre as principais características físicas da água encontram-se teor de sólidos, temperatura e condutividade, que são indicadores importantes para a caracterização da qualidade das águas e para estudos limnológicos.

Temperatura

Apesar de normalmente superior à temperatura do ar devido ao seu maior calor específico, a temperatura da água é fator essencial para o monitoramento de qualidade em corpos hídricos, em se tratando tanto da biota aquática quanto da velocidade das reações bioquímicas ou solubilidade de gases.

Com relação à biota aquática, a maior parte dos organismos possui uma temperatura ótima para sua reprodução e função, sendo assim, quaisquer alterações na temperatura do meio aquático podem provocar mudanças drásticas nas interações entre os organismos. Em se tratando das reações bioquímicas no ambiente aquático, é notado que um aumento na temperatura provoca o aumento na velocidade das reações, em contrapartida, o aumento na temperatura diminui a solubilidade de gases dissolvidos na

água, sendo o oxigênio um destes gases, essencial para a decomposição aeróbia e manutenção da vida de diversos organismos no meio aquático (Piveli e Kato, 2006).

Condutividade

A condutividade elétrica é uma medida direta da capacidade que a água tem de transmitir uma corrente elétrica, e este parâmetro está diretamente ligado à concentração de substâncias iônicas dissolvidas na água. Entre alguns dos fatores que influenciam este parâmetro destacam-se: temperatura, mobilidade iônica e concentrações real e relativa de cada íon (Pinto, 2007). A medição da condutividade elétrica ajuda na compreensão da quantidade e tipos de compostos contidos na água. Pawlowicz (2008) salienta que ao contrário de águas salinas, a condutividade funciona de forma diferente em sistemas aquáticos doces. Íons dissolvidos estão presentes em quantidades grandes o suficiente para que a condutividade possa ser medida, porém, a variabilidade relativa de íons pode ser grande o suficiente de modo que uma conversão para salinidade não é direta.

Sólidos

De acordo com Piveli e Kato (2006), sólidos são representados por toda a matéria que permanece como resíduo, após a evaporação secagem ou calcinação da amostra a uma temperatura pré-estabelecida durante um tempo fixado. Sendo assim, os sólidos são classificados com relação ao seu tamanho e estado, suas características químicas e sua decantabilidade.

Em se tratando de seu tamanho e estado os sólidos são separados como suspensos e dissolvidos. Sólidos suspensos são aqueles retidos em um filtro de tamanho específico após terem sido secos à uma temperatura também específica (cerca de 105 °C), de modo que os sólidos dissolvidos são a fração remanescente.

O excesso de sólidos suspensos na água provoca uma maior turbidez no corpo d'água, bloqueia a luz do sol necessária para a realização de fotossíntese e entope as guelras de peixes. Enquanto isso, a sedimentação de sólidos suspensos pode causar acúmulo de matéria orgânica nos sedimentos dos ambientes aquáticos, aumentando assim a demanda por oxigênio caso ocorra ressuspensão do material de fundo (Chin, 2013).

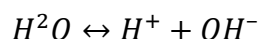
3.4.2 Parâmetros Químicos

São parâmetros químicos de qualidade da água o pH e a consequente acidez ou alcalinidade da água, a dureza, a presença de ferro e manganês, cloretos, nitrogênio, fósforo, oxigênio dissolvido e matéria orgânica (von Sperling, 1995).

pH

Ao estudar a qualidade da água de um corpo hídrico é necessária a compreensão da reação da dissociação de sua própria molécula:

Equação 3-3: Reação de dissociação da água



O pH ou potencial hidrogeniônico ($pH = -\log[H^+]$) é então a grandeza que define a intensidade da acidez em um corpo hídrico. O pH, representa a atividade do íon hidrogênio na água, resultante tanto do processo de dissociação da própria molécula de água quanto do hidrogênio proveniente de outras fontes, tais como os efluentes domésticos e industriais (Piveli e Kato, 2006),

Este parâmetro tem influência direta na fisiologia de diversas espécies e indireta no que diz respeito à precipitação de elementos químicos tóxicos e solubilidade de nutrientes (Piveli e Kato, 2006),

Matéria Orgânica

Compostos orgânicos são classificados como estruturas químicas que contêm em sua composição carbono e hidrogênio, diversas vezes associados à compostos como nitrogênio, fósforo, enxofre, entre outros.

A matéria orgânica em corpos hídricos pode ser proveniente tanto de fontes pontuais, como é o caso da descarga de esgotos sanitários, como também de fontes difusas, devido principalmente às águas pluviais que varrem a superfície de solos próximos aos corpos hídricos, sendo assim um dos parâmetros químicos de maior interesse na avaliação de qualidade das águas em corpos receptores.

Compostos orgânicos são geralmente provenientes de uma combinação de carbono, hidrogênio, oxigênio e nitrogênio. A quantificação da matéria orgânica na água pode ser realizada por meio de diversos métodos analíticos, entre eles: a concentração de sólidos

voláteis, a demanda bioquímica de oxigênio, a demanda química de oxigênio e o carbono orgânico total.

Nitrogênio

Esgotos sanitários são tidos como a principal fonte de nitrogênio para as águas naturais, seja na forma de nitrogênio orgânico devido à presença de proteínas, seja na forma de nitrogênio amoniacal, devido à hidrólise de uréia na água (Piveli e Kato, 2006). Em suas formas mais recentes (não oxidadas), esgotos sanitários são praticamente desprovidos de nitrito e nitrato, compostos encontrados após o processo de nitrificação.

Chapra (1997) agrupa os problemas causados pelo excesso de nitrogênio em corpos hídricos de duas formas: nitrificação/desnitrificação e eutrofização.

O nitrogênio assim como o fósforo é classificado como um macro nutriente e sua presença em águas pode significar um enriquecimento do meio aquático, o que possibilita a desestabilização ecossistêmica através da eutrofização.

É importante lembrar que as diferentes formas do nitrogênio na água podem causar diferentes impactos nas populações que dela se utilizam. O nitrato e amônia são as duas formas em que o nitrogênio se encontra como agente poluidor (Chapra, 1997). Níveis altos de $[NH_3]T$ podem causar toxicidade no meio suficientemente grande para matar certas populações de peixe (Chapra, 1997).

Fósforo

O fósforo apresenta-se normalmente em quantidades mínimas em corpos d'água, pois os minerais que carregam fósforo em sua composição possuem em geral baixa solubilidade. As fontes antrópicas de fósforo mais comuns em corpos d'água são águas as difusas que carregam fertilizantes químicos (tais como o diidrogenofosfato), emissões de efluentes urbanos que contêm polifosfatos provenientes de produtos de limpeza e esgotamentos sanitários, que em grande parte possuem em sua composição fosfatos inorgânicos e ortofosfatos (Martins *et al*, 2007).

Esteves (1998) salienta que em lagos tropicais, as altas temperaturas aumentam o metabolismo de organismos produtores, fazendo com que o ortofosfato seja mais rapidamente assimilado. A quantificação do fósforo em águas naturais é importante porque um nutriente limitante é essencial para o crescimento dos produtores primários, que são a base da cadeia alimentar no ecossistema aquático.

Oxigênio Dissolvido

A concentração de oxigênio dissolvido depende das características químicas, físicas e biológicas do corpo d'água, sendo assim, alterações na concentração do oxigênio dissolvido podem resultar diretamente de mudanças antrópicas em um lago ou reservatório (Bartram e Ballance, 2001).

O oxigênio dissolvido é um dos mais importantes gases dissolvidos na dinâmica e caracterização de ecossistemas aquáticos. Seu excesso ou falta afeta a saúde do meio ambiente aquático em termos de mortalidade de peixes e outros organismos, odores e qualidades estéticas das águas superficiais.

O descarte de substâncias orgânicas em corpos d'água provoca o consumo excessivo do oxigênio disponível e escassez de oxigênio dissolvido no meio. A intensidade dessa escassez na concentração do OD pode afetar os organismos daquele local desde a sua redução da capacidade de reprodução a possível morte por sufocamento (Chin, 2013).

von Sperling (2007) relata que os principais fenômenos que interagem com a quantidade de oxigênio dissolvido de forma a reduzi-lo são: a oxidação da matéria orgânica, a nitrificação e a demanda bentônica.

3.4.3 Parâmetros Biológicos

A análise microbiológica da água é muito importante na quantificação e identificação do potencial patogênico da mesma, principalmente no que se refere aos patógenos que causam infecções do trato intestinal, microrganismos geralmente presentes nas fezes ou urina de pessoas infectadas. A análise da água não pode, no entanto, basear-se exclusivamente no isolamento e identificação de microrganismos causadores de doenças, sendo necessária a análise também de microrganismos indicadores, que dão a evidência necessária de que a água está ou não poluída por material fecal de origem humana ou animal (Pelczar *et al.*, 1993).

Chin (2013) divide os parâmetros biológicos em duas grandes categorias: 1) parâmetros diretamente relacionados à saúde de humanos que podem vir à entrar em contato com águas poluídas e 2) parâmetros relacionados à saúde do meio ambiente aquático.

Os coliformes totais representam bactérias gram-negativas, aeróbias ou anaeróbias facultativas, não formadoras de esporos, com outras características específicas. A presença desses organismos indica o contato da água com matéria orgânica em

decomposição, não necessariamente indicando riscos á saúde, se encaixando na categoria 2 definida por Chin (2013).

A *Escherichia coli* (*E. coli*) é um organismo pertencente ao grupo dos coliformes, e é indicador da presença de fezes na água, pois habita naturalmente o intestino de seres humanos e animais, e se enquadra na categoria 1 de Chin (2013).

Além do conhecimento das propriedades naturais de corpos d'água, o conhecimento de seus parâmetros (físicos, químicos e biológicos) no que tange seus conceitos, importância e aplicação, conferem a possibilidade de determinação analítica adequada e de entendimento da dinâmica do corpo hídrico de modo a promover melhor o gerenciamento e manutenção da qualidade de sua água.

3.5 ASPECTOS LEGISLATIVOS

A legislação ambiental relativa à qualidade de corpos hídricos tanto para o lançamento de efluentes líquidos quanto para a qualidade das águas em corpos receptores representa inquestionável valor para estratégias de controle da poluição, em nível do agente poluidor e dos órgãos ambientais responsáveis, sendo que o último vive em constante dicotomia entre o desejável- liderado por padrões internacionais restritivos- e o praticável- fator liderado pelas dificuldades na implantação de políticas ambientais (von Sperling, 1998).

Valores Máximos Permitidos (VMP) são os critérios utilizados na qualidade da água e são dispostos conforme os usos pretendidos daquela água. Tais valores são obtidos à partir de estudos toxicológicos e no estabelecimento de cenários de exposição de parâmetros físicos, químicos e biológicos (Umbuzeiro *et al.* 2010).

Vários foram os dispositivos legislativos anteriores que contribuíram para as atuais políticas de qualidade da água e poluição hídrica, entre elas destacam-se a Política Nacional do Meio Ambiente (Lei n. 6.938/1988), o Código das Águas de 1934, o Código Florestal (Lei n. 12.651/2012), a Lei 9.605/1988 e a própria Constituição Federal que destaca a importância de um sistema nacional de gerenciamento de recursos hídricos, bem como estabelece como bens da União rios, lagos e quaisquer correntes de águas situados em seu domínio. Além disso, o Art. 225 da Constituição de 1988 defende o direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado para todos.

No Brasil, dentre as principais políticas e dispositivos legais institucionalizados atualmente no que se refere ao uso de recursos hídricos, padrões de emissão, toxicologia e enquadramento dos corpos d'água superficiais encontram-se a Política Nacional de

Recursos Hídricos (Lei no 9.433, de 1997), a Resolução CONAMA 357/2005 e a Resolução CONAMA 274/2000.

Com relação à legislação local, a Resolução n. 02 de Dezembro de 2014 “Aprova o enquadramento dos corpos de água superficiais do Distrito Federal em classes, segundo os usos preponderantes, e dá encaminhamentos”. Essa resolução segue a legislação nacional de padrões de qualidade conforme a classe de enquadramento do corpo receptor, de modo a manter níveis adequados conforme suas prioridades. O lago Paranoá bem como o segmento do ribeirão do Riacho Fundo- da confluência com o Córrego Vincente Pires até o Lago Paranoá- foram classificados como classe 2, de acordo com a CONAMA 357/2005.

A Lei no 9.433/97 que estabelece a Política Nacional de Recursos Hídricos dispõe de instrumentos como: os Planos de Recursos Hídricos, elaborados por Bacia Hidrográfica e por Estado; o enquadramento dos corpos d’água em classes, segundo os usos preponderantes da água; a outorga de direito de uso; e a cobrança pelo uso dos recursos hídricos.

As secretarias executivas dos comitês de Bacia Hidrográfica são as Agências de Água, sendo as finalidades destas a análise e emissão de pareceres sobre projetos, efetuação de cobrança, promoção de estudos necessários para a gestão de recursos hídricos em sua área, entre outras. No DF, a agência reguladora responsável por estas atividades é a Agência Reguladora de Águas, Energia e Saneamento Básico do Distrito Federal (ADASA).

A Resolução CONAMA 357/2005 “dispõe sobre a classificação dos corpos d’água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes”. Esta resolução fixou limites superiores ou inferiores para diversas variáveis em sistemas de água doce, salina e salobra, sendo assim importante instrumento em pesquisas que comparam a qualidade de água de um determinado corpo hídrico e os limites associados ao seu enquadramento. A Resolução CONAMA 430/2011 “dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357/2005”.

Enquanto isso, a Resolução CONAMA 274/2000 “define critérios de balneabilidade em águas brasileiras”, sendo essencial para a delimitação de parâmetros que põe em risco a saúde do ser humano.

von Sperling (1998) destaca que os requisitos de qualidade das águas são função direta de seu uso previsto, sendo assim, para corpos hídricos de múltiplos usos o que se

estabelecem não são padrões específicos, mas sim requisitos de qualidade. O uso de um corpo hídrico para navegação por exemplo (que requer baixa presença de material grosseiro que possa vir a danificar embarcações) pode ou não atingir os requisitos estabelecidos para o uso do mesmo corpo hídrico para o abastecimento doméstico, uso este que requer além da baixa presença de material grosseiro diversos outros fatores como a isenção de substâncias químicas e micro-organismos prejudiciais à saúde e baixa agressividade e dureza.

O Quadro 3.3 apresenta a classificação dos corpos hídricos em classes de acordo com seus usos pretendidos. As classes variam de acordo com a qualidade, quanto maior a classificação numérica do corpo hídrico, mais poluído o corpo se encontra.

Quadro 3-3: Classificação dos corpos hídricos de água doce em classes e seus usos (Conama 357/05).

Classe	Águas que podem ser destinadas
<i>Especial</i>	- ao abastecimento para consumo humano, com desinfecção; - à preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas; - à preservação dos ambientes aquáticos em unidades de conservação integral.
<i>Classe 1</i>	- ao abastecimento para consumo humano, após tratamento simplificado; - à proteção das comunidades aquáticas; - à recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho, conforme Resolução CONAMA 274, de 2000; - à irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas que se desenvolvam rentes ao solo e que sejam ingeridas cruas sem remoção de película; - à proteção das comunidades aquáticas em terras indígenas.
<i>Classe 2</i>	- ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional; - à proteção das comunidades aquáticas; - à recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho, conforme Resolução CONAMA 274, de 2000; - à irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os quais o público possa vir a ter contato direto; - à aqüicultura e à atividade de pesca.
<i>Classe 3</i>	- ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional ou avançado; - à irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras; - à pesca amadora; - à recreação de contato secundário; - à dessedentação de animais.
<i>Classe 4</i>	- à navegação; - à harmonia paisagística

A outorga e cobrança são instrumentos base no gerenciamento de recursos hídricos. Souza *et al.* (2009), atentam para o fato de ser comum que autoridades outorgantes tenham dificuldades na regularização de lançamentos existentes, uma vez que certos corpos d'água não dispõem da capacidade de diluir tais efluentes à fim de respeitar os padrões preconizados pela Resolução CONAMA no 357/05. Para estados que emitem

outorga para fins de diluição de efluentes, o conceito de vazão de diluição se faz essencial para a avaliação da capacidade de quantificação das parcelas de água indisponíveis em cursos d'água em virtude de lançamentos.

4 METODOLOGIA

4.1 ÁREA DE ESTUDO

O presente trabalho foi desenvolvido no braço do lago Paranoá onde ocorre a afluição do ribeirão Riacho Fundo e do lançamento de esgoto tratado da ETEB-Sul, além da descarga de uma galeria de águas pluviais. Uma análise prévia da qualidade da água a partir do arraste superficial com uma sonda multiparâmetros YSI 6600 permitiu definir a extensão da zona de influência desses afluentes e a localização das estações de amostragem que foram monitoradas ao longo do estudo. A partir desse ponto foi utilizado o termo “pluma de contaminação” para referência à área sobre influência dos afluentes identificados.



Figura 4-1: Resultados de condutividade (mS/cm) obtidos pelo arraste superficial para a identificação da extensão da região de influência dos afluentes (Riacho Fundo, ETEB-SUL e Galeria de drenagem pluvial) e estações de amostragem monitoradas (21/10/2015).

Na figura 4.1 são apresentados os resultados de condutividade (mS/cm) obtidos com o arraste superficial com a sonda multiparâmetros no dia 21/10/2015.

A partir da avaliação do decaimento dos valores de condutividade foi identificada a região hachurada na Figura 4.2 como região de estudo da pluma de contaminação. Tal região corresponde a cerca de 70 ha e se estende desde o ponto de lançamento de efluentes pela ETEB-Sul, passando pela área alagada formada no exutório do ribeirão Riacho Fundo e seguindo até uma distância de 520 m após a Ponte das Garças.



Figura 4-2: Área de estudo delimitada a partir dos resultados de condutividade obtidos em 21/10/2015. Pontos A, B e C: galeria de águas pluviais; saída do efluente da ETEB-Sul; exutório do Riacho Fundo, respectivamente.

Na figura 4.2, estão também representados os pontos de entrada dos afluentes de interesse A, B e C, sendo eles a galeria de águas pluviais, a saída do efluente da ETEB-Sul e o exutório do Riacho Fundo, respectivamente. Tais pontos recebem este nome por representarem fontes prováveis (no caso dos pontos A e C) e fixa (ponto B) de entrada de nutrientes. Além dos resultados de condutividade obtidos no dia 21/10/2015, esses pontos também foram norteadores na escolha das estações de amostragem, como será explicado na sessão 4.2.

4.2 MONITORAMENTO

O monitoramento foi realizado buscando uma frequência quinzenal por motivos de logística, tais como disponibilidade de barcos e o tempo necessário para as análises no laboratório. O período de monitoramento se estendeu de 19/11/2015 a 14/04/2016.

Para a coleta de amostras nas estações de amostragem e mensuração em campo dos parâmetros com o uso da sonda, contou-se com o apoio da Polícia Ambiental Lacustre que forneceu as embarcações e acompanhou as coletas no Lago. As campanhas amostrais foram realizadas em sua maioria nas quartas-feiras, no período da manhã, entre 9:00 e 11:00 horas.

É importante salientar que os parâmetros de qualidade da água foram medidos de duas formas diferentes, por meio da utilização da sonda multiparâmetros e por meio da coleta de amostras para realização das análises no laboratório, a metodologia de análise será apresentada com detalhes nas seções 4.2.1 e 4.2.2.

4.2.1 Estações de Amostragem

As estações de amostragem utilizadas para a análise dos parâmetros de qualidade são apresentadas na Figura 4.3 e descritas no Quadro 4.1. Os parâmetros de qualidade da água medidos em campo e no laboratório foram: demanda química de oxigênio (DQO), amônia, nitrato, fósforo total, ortofosfato, coliformes totais, *Escherichia coli*, oxigênio dissolvido, turbidez, condutividade, temperatura, salinidade, sólidos totais dissolvidos e pH.



Figura 4-3: Localização das sete estações de amostragem monitoradas para análise dos parâmetros físicos, químicos e biológicos de qualidade da água.

Quadro 4-1: Caracterização das sete estações de amostragem monitoradas para análise dos parâmetros físicos, químicos e biológicos de qualidade da água.

Estação	Descrição
1	Estação próxima ao ponto de lançamento do efluente tratado da ETEB-Sul
2	Área intermediária entre o ponto de lançamento do efluente da ETEB-Sul e o ponto de descarga da galeria de águas pluviais
3	Estação próxima à região assoreada do ribeirão Riacho Fundo
4	Área de afluição da galeria de águas pluviais
5	Estação a jusante da afluição de diferentes entradas de cargas
6	Estação a jusante da afluição de diferentes entradas de cargas
7	Estação a jusante da afluição de diferentes entradas de cargas. Coincide com o limite da área de estudo apresentada na figura 4.2.

4.2.2 Monitoramento com emprego de sonda multiparâmetros

A sonda multiparâmetros YSI 6600 permite medição *in loco* de parâmetros físicos e químicos, tais como: temperatura, condutividade, sólidos totais dissolvidos, salinidade, pH, turbidez e oxigênio dissolvido.

Durante o monitoramento em cada estação, a sonda foi colocada na superfície da água para registrar os valores dos parâmetros acima mencionados. Após sua utilização em campo, os dados foram passados para o computador.

Além do monitoramento em cada estação de amostragem, foram realizados dois arrastes superficiais. O primeiro serviu para determinar o limite da área a ser estudada, percorrendo um transecto entre a ponte das Garças e o limite da área hachurada na Figura 4.2, a análise do decaimento da condutividade apontou que após a estação 7 da Figura 4.3 não haviam diferenças representativas nos valores de condutividade que ainda indicassem interferência dos afluentes na qualidade da água dessa região do Lago.

Um segundo transecto foi realizado no dia 14/04/2016 com objetivo de verificar o comportamento dos parâmetros de qualidade da água ao longo de um perfil longitudinal e avaliar a dispersão da pluma de contaminação durante o início do período de seca. O arraste da sonda foi realizado primeiramente ligando as estações de amostragem (EAs) como apresentado na Figura 4.4 e depois em linha reta da estação amostral EA 7, até a EA 1 (Figura 4.5).



Figura 4-5: Transecto realizado de estação a estação para o arraste com a sonda YSI 6600 no dia 14/04/2016



Figura 4-4: Transecto realizado da EA7 a EA1 para o arraste da sonda YSI 6600 no dia 14/04/2016

4.2.3. Determinação dos Parâmetros de qualidade da água em laboratório

Os parâmetros químicos de qualidade da água – demanda química de oxigênio, amônia, nitrato, fósforo total e ortofosfato – e biológicos – coliformes totais e *E. coli* – foram determinados no Laboratório de Saneamento Ambiental, do Departamento de Engenharia Civil e Ambiental. O método de análise usado para cada parâmetro está exposto no Quadro 4.2, todos eles seguiram as recomendações propostas pelo “Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater” (APHA, 2005), adequados pela metodologia da HACH (1997), no caso dos parâmetros químicos. A coleta de água para as análises foi realizada nas sete estações de amostragem com o uso de garrafas plásticas de 1L, que eram então guardadas em uma caixa térmica com gelo reutilizável e encaminhadas ao laboratório para análise imediata. As análises de demanda química de oxigênio (DQO) eram feitas em duplicata, com amostras de água filtrada e bruta. Em algumas coletas, as amostras foram congeladas para serem preparadas para as análises no dia seguinte.

Quadro 4-2: Relação dos parâmetros de qualidade da água monitorados e seus respectivos métodos de análise.

Análise	Método	Referência
Demanda Química de Oxigênio	Pré-digestão/Colorimétrico/ HACH 8000	APHA 5220
Amônia	Colorimétrico/ HACH 8038	APHA 4500 –NH ₃
Nitrato	Colorimétrico/HACH 8171	APHA 4500 –NO ₃
Fósforo Total	Pré-digestão/Colorimétrico/ HACH 8190	APHA 4500-P
Ortofosfato	Colorimétrico/ HACH 8048	APHA 4500-P
Coliformes Totais	Substrato Cromogênico	APHA 9223 B
Escherichia coli	Substrato Cromogênico	APHA 9223 B

4.3 APRESENTAÇÃO GRÁFICA DOS RESULTADOS

Os resultados das análises dos parâmetros abióticos - condutividade, oxigênio dissolvido, nitrato, amônia, fósforo total, ortofosfato - e bióticos - coliformes totais e *E. coli* - foram demonstrados por meio de gráficos de contorno construídos no programa Surfer 12. Este software é baseado na construção de *grids* (grades), e interpola dados espaçados irregularmente nas coordenadas XYZ em uma grade regularmente espaçada. Essa grade é então usada para produzir diferentes tipos de mapas, como mapas de relevo, de superfície, de contorno, entre outros.

A localização das estações de amostragem foi definida por meio do uso de aparelho de GPS, dessa forma a coordenada geográfica de cada estação é inserida no programa com o respectivo valor de certo parâmetro, e isso é feito para todos os parâmetros citados anteriormente. A estatística escolhida para a interpolação foi a krigagem (opção *default* do Programa), a fim de se obter os dados aproximados dos parâmetros para toda a área da pluma de contaminação. Assim, obtém-se uma malha de dados a partir de dados pontuais. No último dia de coletas, foi realizado um transecto ligando as estações de amostragem, no qual a sonda obteve valores de turbidez, pH, oxigênio dissolvido, temperatura e condutividade durante o trajeto. Um gráfico para cada parâmetro foi criado a partir de tais dados.

Considerando a influência que a precipitação pode ter sobre a qualidade de corpos d'água, principalmente com relação à poluição difusa e descargas de galerias de águas pluviais, a apresentação gráfica dos resultados veio acompanhada da análise de dados pluviométricos retirados do Banco de Dados Meteorológicos para Ensino e Pesquisa (INMET, 2016). Os dados são da estação 83377, localizada no Eixo Monumental e representam dados diários de precipitação durante o período de coleta e dados históricos mensais para a cidade de Brasília.

4.4 Enquadramento dos parâmetros na legislação

Com o objetivo de verificar o enquadramento dos resultados obtidos com os valores estabelecidos na legislação para a classificação dos corpos d'água foi feita uma tabela contendo valores da estatística descritiva de cada parâmetro. As medidas de tendência central escolhidas foram a média aritmética, média geométrica e mediana. Enquanto que o desvio-padrão foi usado como medida de variabilidade. A medida escolhida para comparação com os padrões da Resolução CONAMA 357/2005 e Resolução

CONAMA 274/2000 foi a média aritmética. Devido ao fato de a quantidade de dados não representativa, não foi possível aplicar uma análise estatística mais aprofundada.

O programa QGIS foi usado para confeccionar mapas que representassem o cumprimento ao padrão de qualidade de cada estação de amostragem, com a ajuda de um editor de imagens. Além da CONAMA 357/05, a Resolução CONAMA 274/2000 também foi usada como referência para analisar as condições de balneabilidade da área de estudo.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Nesta seção serão apresentados os resultados das análises dos parâmetros de qualidade da água abióticos - condutividade, oxigênio dissolvido, nitrato, amônia, fósforo total, ortofosfato - e bióticos - coliformes totais e *E. coli* - determinados por meio do monitoramento realizado nas estações de amostragem. Os resultados dos parâmetros de qualidade da água serão apresentados por meio de gráficos construídos com o programa Surfer12. Os dados da demanda química de oxigênio não foram utilizados na confecção dos gráficos devido a grande variabilidade dos valores encontrados.

Por fim, é apresentada uma análise dos resultados em relação ao enquadramento nos padrões de qualidade da água preconizados na legislação brasileira, por meio de mapas e tabelas.

5.1 DADOS PLUVIOMÉTRICOS

Na tentativa de auxiliar as análises dos parâmetros de qualidade da água e verificar a possível interferência de poluição difusa ou da descarga pela galeria de águas pluviais, assim como possível aumento da vazão do ribeirão Riacho Fundo, são apresentados os dados de precipitação média para Brasília nas Figuras 5.1 e 5.2

Na Figura 5.1 são apresentadas as médias históricas mensais de precipitação em Brasília, onde foram reunidos dados de 4 anos (2012, 2013, 2014 e 2015). Pode-se observar uma clara distinção entre os períodos seco (maio a setembro) e chuvoso (outubro a abril).

Na Figura 5.2, são apresentados os dados de precipitação diária para a cidade de Brasília durante o período de monitoramento. Em vermelho estão marcados os dias das coletas realizadas entre o período de 21/10/2015 e 14/04/2016.

Analisando a Figura 5.2, nota-se que apenas os dias 19/11 e 16/03 houve precipitação significativa poucos dias antes da coleta (por significativa entende-se aquela precipitação que seja pouco menor do que a metade da máxima precipitação observada no período, no caso 73 mm, registrado no dia 20/01/2016). O dia 19/11/2015 foi antecedido por uma precipitação de 34mm três dias antes da coleta, enquanto o dia 16/03/2016 foi antecedido por uma precipitação de 28mm cinco dias antes da coleta.

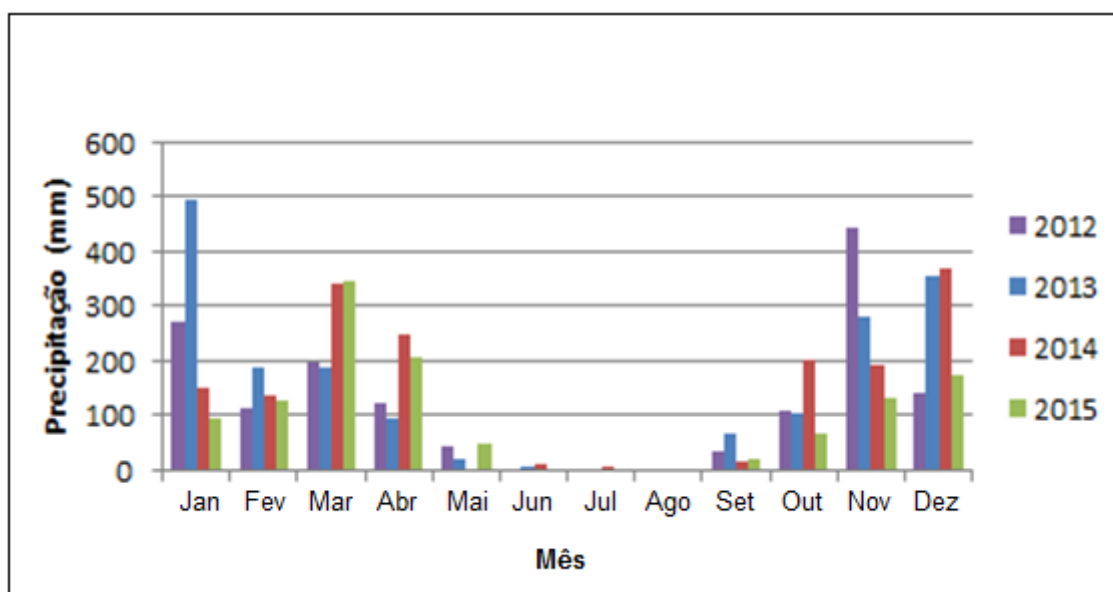


Figura 5-1: Médias mensais de precipitação (em mm) dos últimos 4 anos para a cidade de Brasília, retiradas da estação 83377 (INMET, 2016).

O restante dos dias de coleta (marcados em vermelho) receberam precipitações menores nos dias antecedentes as amostragens ou não receberam precipitação alguma, como foi o caso da coleta realizada em 14/04/2016, onde houve apenas uma precipitação de cerca de 10mm, três semanas antes da coleta. As menores precipitações ocorreram próximas aos dias 02/03 e 30/03, onde choveu 6 mm e 8 mm em dias imediatamente anteriores aos dias das coletas. Nos dias das coletas 17/12 e 03/02 houve precipitações relativamente maiores, porém 7 ou 6 dias antes da realização das mesmas. É necessário reiterar que no dia 21/10/2015 foram realizados os transectos preliminares para definição da região a ser monitorada, dessa forma, tais resultados não serão discutidos em relação à qualidade da água.

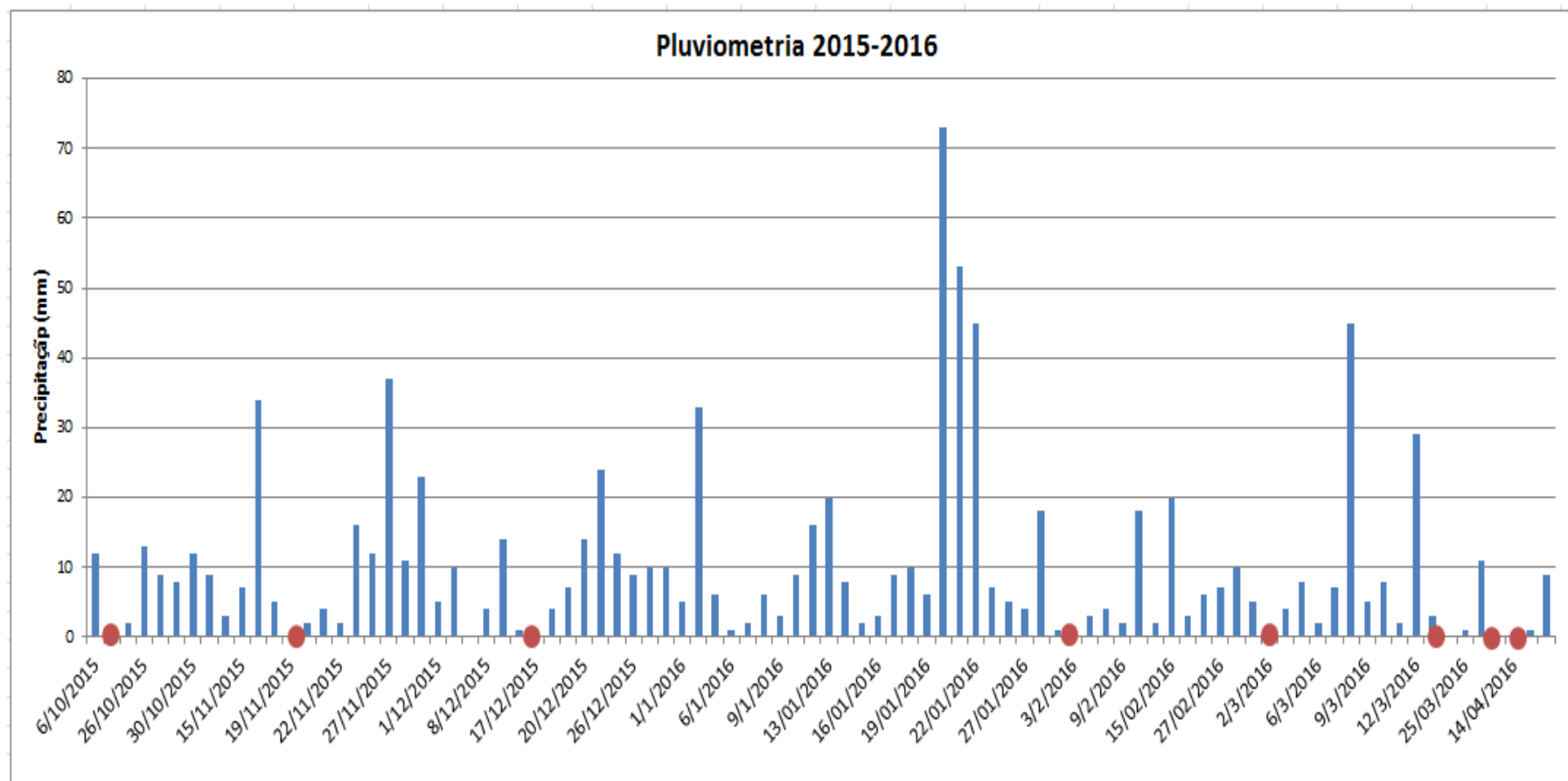


Figura 5-2: Precipitação diária para a cidade de Brasília, dados obtidos da estação 8377 (INMET, 2016).

5.2 OXIGÊNIO DISSOLVIDO

Na Figura 5.3 são apresentados os perfis de variação longitudinal do oxigênio dissolvido na região monitorada. O valor mais baixo de oxigênio encontrado foi 3,07 mg/L na estação de amostragem 1 (EA1) da coleta do dia 19/11/2015, enquanto o mais alto foi 8,35 mg/L na estação 6, no segundo dia de coleta (17/12/2015).

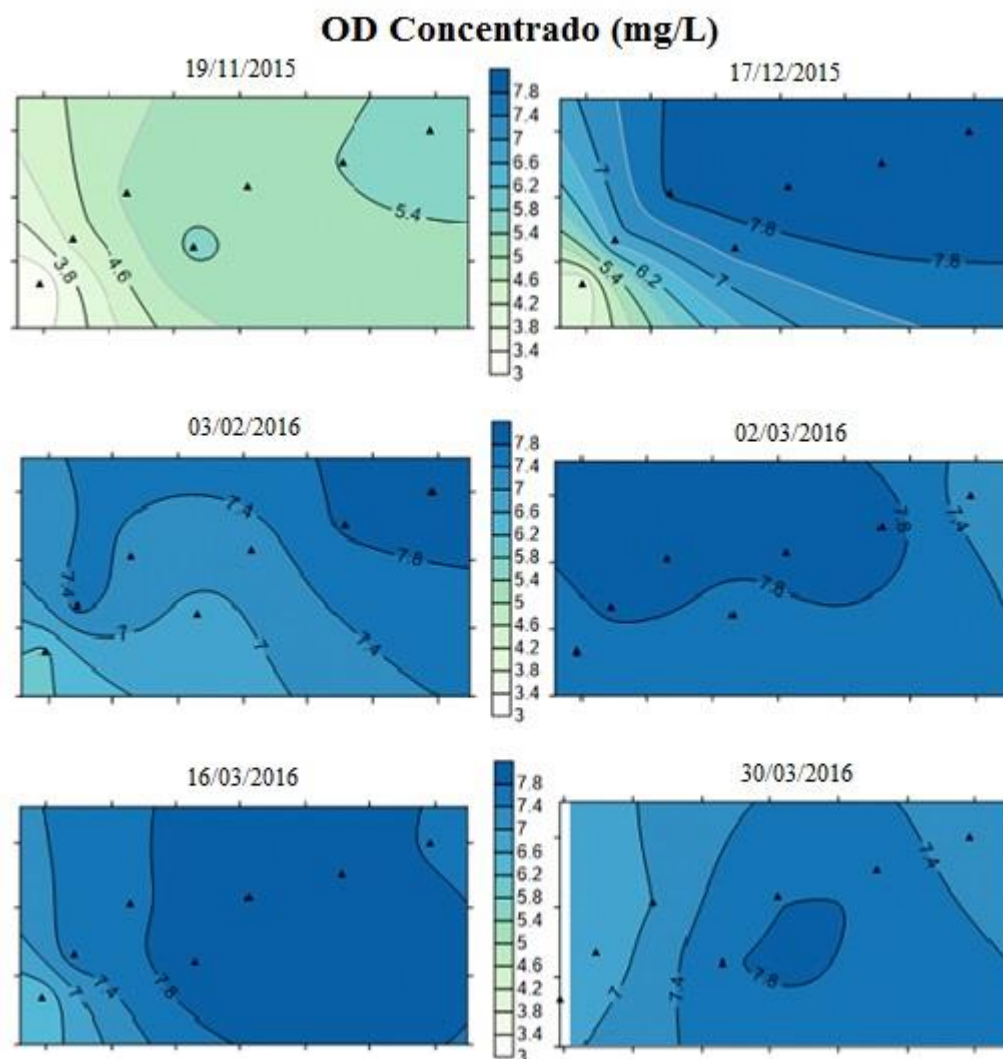


Figura 5-3: Perfis longitudinais do oxigênio dissolvido medidos pela sonda multiparâmetros ao longo das estações de amostragem no braço de afluência do Riacho Fundo, lago Paranoá, Brasília/DF, nas coletas realizadas nos dias 19/11/15, 17/12/2015, 03/02/2016, 02/03/2016, 16/03/2016, 30/03/2016.

Segundo as tabelas 3.1 e 3.2 que retratam o desempenho da ETEB-Sul em relação a parâmetros de qualidade (entre eles DQO e DBO), pode-se afirmar que os efluentes tratados, apesar de não se apresentarem em estado danoso ao ambiente como seus respectivos afluentes, ainda assim possuem o potencial de alterar a concentração de oxigênio no ambiente aquático. Portanto, como visto na Figura 5.3, os níveis de oxigênio encontram-se mais baixos próximos ao ponto de lançamento do efluente da ETE, com sua concentração aumentando de forma gradual nas estações de amostragem a jusante.

A análise da Figura 5.3 permite observar maior variabilidade nos níveis de oxigênio dissolvido nas duas primeiras coletas 19/11/2015 e 17/12/2015, onde as concentrações de oxigênio encontram-se muito mais baixas nas estações EA1 e EA2 (entre 3,07 e 3,84mg/L, respectivamente). Um mesmo padrão pode ser observado para a amônia, tal fenômeno será discutido mais adiante, após análise da figura 5.7.

Na Tabela 3.1 de desempenho operacional da ETEB-Sul (tabela mais recente) apenas os dados de DBO (mg/L) apresentam-se maiores comparativamente para os meses de novembro e dezembro, 32,3 e 34,5 mg/L, respectivamente. Caso tenham permanecido neste padrão, tais valores podem explicar menores concentrações de OD nas duas primeiras coletas. Em adição, fatores externos como precipitação, temperatura, carreamentos, entre outros, podem ter contribuído com as diferenças observadas entre estas e as demais coletas.

A precipitação de 34 mm três dias antes da primeira coleta (19/11/2015) pode ter aumentado o carreamento de sólidos e matéria orgânica provenientes tanto do ribeirão Riacho Fundo quanto da galeria de águas pluviais. No entanto o mesmo perfil longitudinal não é observado na coleta do dia 16/03/2016, onde a precipitação de 29 mm quatro dias antes não parece ter afetado as concentrações de OD da mesma forma. Tal ocorrência pode ser explicada devido a maior poluição difusa proveniente das primeiras precipitações do período chuvoso.

Maiores temperaturas na EA1 no dia 17/12/2015, 28,6 °C quando comparados com a média de 25,7°C para outros dias na mesma estação, podem ter ocasionado uma diminuição na solubilidade do OD neste dia.

5.3 CONDUTIVIDADE

Na Figura 5.4 são apresentados os resultados de condutividade. Os valores de condutividade variam de 51,9 mS/cm a 135 mS/cm entre as estações 7 e 1 respectivamente.

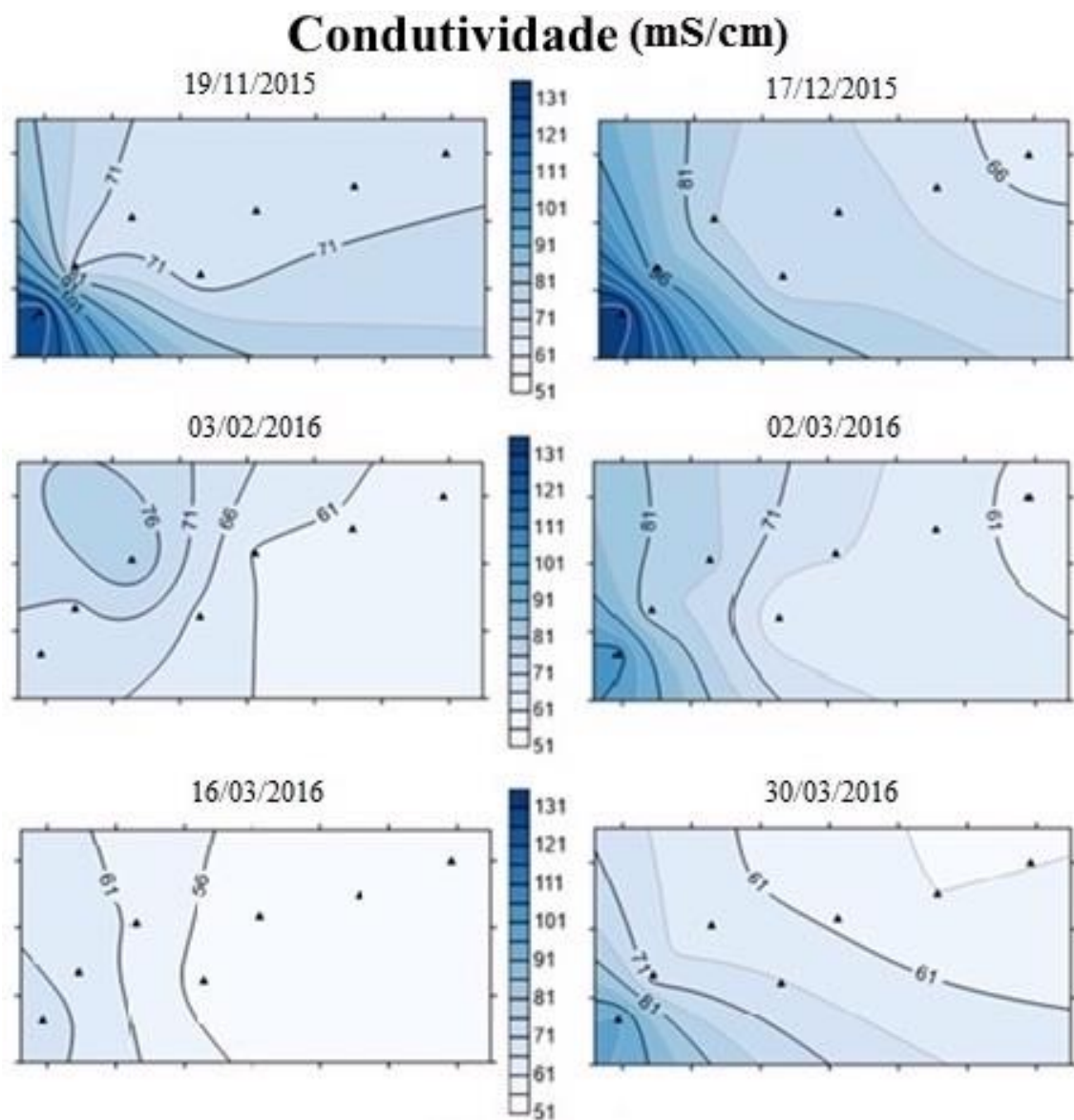


Figura 5-4: Perfis longitudinais de condutividade medidos pela sonda YSI 6600 ao longo das estações de amostragem no braço de afluência do Riacho Fundo, lago Paranoá, Brasília/DF, nas coletas realizadas nos dias 19/11/15, 17/12/2015, 03/02/2016, 02/03/2016, 16/03/2016, 30/03/2016.

Pode-se notar na Figura 5.4 uma tendência na diminuição gradual da condutividade entre as estações amostrais 1 e 7, com valores maiores (de até 135 mS/cm) sendo observados próximo ao ponto de lançamento dos efluentes da ETEB-Sul e menores (de até 51 mS/cm) nas estações 6 e 7 à jusante.

Ainda que não seja um parâmetro classificatório na resolução CONAMA 357/2005, a condutividade além de se relacionar com valores de salinidade, relaciona-se também com a quantidade de sólidos e íons dissolvidos no meio ambiente. É notório que efluentes tratados podem contribuir no aumento da concentração de sólidos em águas, dessa forma, valores maiores de sólidos totais dissolvidos (STD) correspondem proporcionalmente a valores maiores de condutividade em lagos, como evidenciado na Figura 5.4.

Não foram encontrados indícios de contribuição significativa do Ribeirão para o aporte de STD ou íons dissolvidos na área estudada. Os valores de condutividade para a EA3 (estação que representa afluência do Ribeirão) apresentam-se em média iguais ou menores que aqueles encontrados na EA4, estação que representa a afluência da galeria de águas pluviais.

Apenas com relação à coleta do dia 03/02/2016, observa-se influência da galeria de águas pluviais nos valores de condutividade. Tal ocorrência pode ser consequência das altas precipitações ocorridas em janeiro. No entanto, nos dias de precipitação significativa anterior à coleta (19/11/2015 e 16/03/2016), a galeria de águas pluviais não parece ter influência na condutividade.

5.4 FÓSFORO TOTAL

Os perfis de distribuição das concentrações de fósforo total podem ser observados na Figura 5.5. Os valores da concentração fósforo total variaram entre 0,15 mg/L e 1,54 mg/L, valores mínimo e máximo medidos durante as sete coletas, respectivamente.

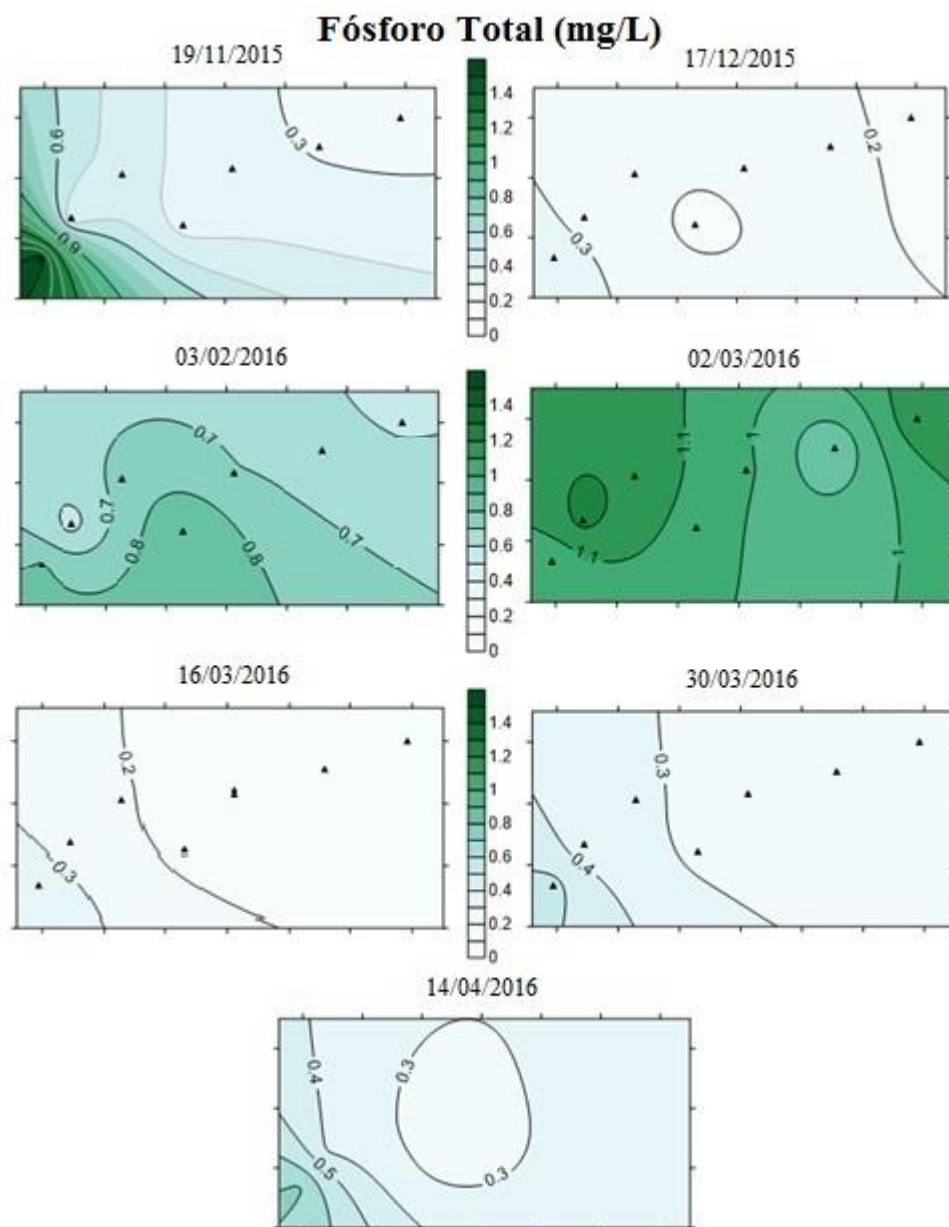


Figura 5-5: Perfis longitudinais de fósforo total medidos em laboratório ao longo das estações de amostragem no braço de afluência do Riacho Fundo, lago Paranoá, Brasília/DF, nas coletas realizadas nos dias 19/11/15, 17/12/2015, 03/02/2016, 02/03/2016, 16/03/2016, 30/03/2016, 14/04/2016.

Considerando os dados de desempenho da ETEB-Sul apresentados no item 3.3 para fósforo total, pode-se inferir que os valores de fósforo total medidos na estação de amostragem 1 (EA1) nas coletas dos dias 19/11/2015, 03/02/2016 e 02/03/2016, excedem a média daqueles lançados pelo efluente da ETEB-Sul, desde que os padrões tenham permanecido os mesmos nos anos seguintes.

Altos valores da concentração de fósforo nas coletas 03/02/2016 e 02/03/2016 poderiam ser explicados pela ressuspensão de sedimentos, devido às baixas profundidades e embarcações utilizadas, no entanto, não se observam valores altos de sólidos totais dissolvidos (TDS) ou turbidez para que tal afirmação possa ser feita. Segundo Mota¹ (2016), a partir do dia 02/03/2016 (Figura 5.5), problemas no reator da ETE causaram excesso de nitrificação, o que levou ao consumo da alcalinidade, prejudicando assim a remoção de fósforo, o aumento da concentração de fósforo observado nesse período pode ser observado na figura 5.5.

Shigaki (2006) explica que o transporte de fósforo de solos para mananciais envolve tanto o processo de perdas por enxurradas na superfície dos solos quanto o processo de lixiviação subsuperficial, tais processos aumentam a carga de fósforo no ambiente aquático na forma de fósforo associado a partículas de solo e material orgânico erodido. Na coleta do dia 19/11/2015, onde houve precipitação significativa três dias antes da coleta, são encontrados altos valores de turbidez e TDS na estação EA1. A precipitação pode ter auxiliado nas concentrações de fósforo total saídas do efluente, no entanto, não se observa esta mesma influência vinda da galeria de águas pluviais (EA4) ou do Ribeirão (EA3).

Na coleta do dia 16/03/2016, onde houve precipitação significativa dias antes da medição (29 mm), não foram observados altos valores de concentração de fósforo total como na primeira coleta, nem influência da galeria de águas pluviais (EA4) ou do exutório do Ribeirão (EA3). Portanto não foi observada correlação efetiva entre a precipitação e altos valores de concentração de fósforo.

De acordo com o Quadro 3.3 apresentado na seção 3.3.3, a área de estudo apresenta-se toda em condição de hipereutrofia ($> 100\text{mg/m}^3$).

¹ MOTA, A. M. C. Em: Defesa de Projeto Final 2 “ Avaliação Qualitativa da Pluma de Contaminação do Braço do Riacho Fundo, Lago Paranoá- DF”. 2016, Brasília, DF. Informação Verbal.

5.5 ORTOFOSFATO

Os resultados de ortofosfato são apresentados na Figura 5.6. Os valores deste parâmetro variaram de 0,01 mg/L a 0,4 mg/L. A seguir apresentam-se os mapas longitudinais apenas dos dados considerados.

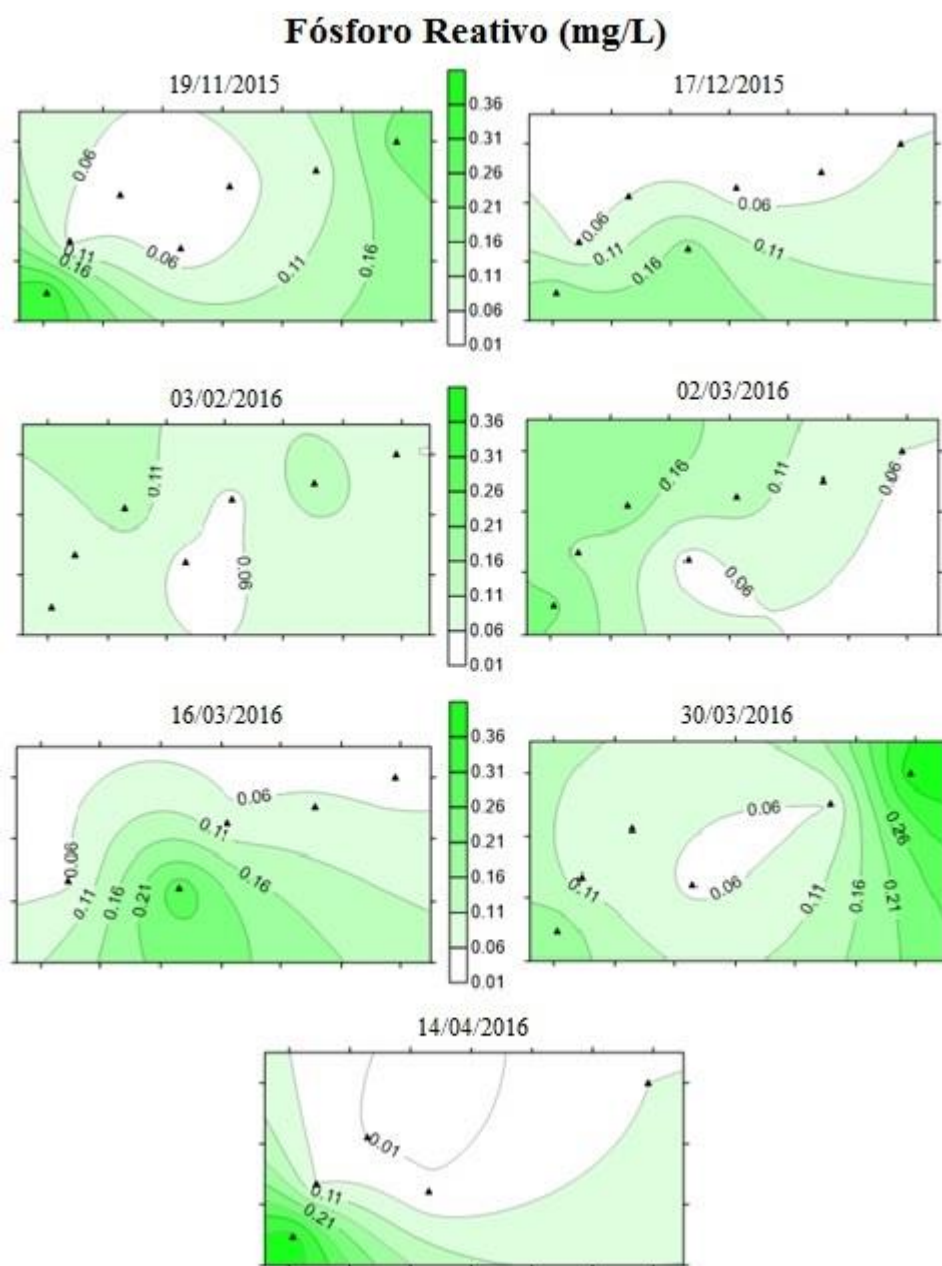


Figura 5-6: Perfis longitudinais de ortofosfato medidos em laboratório ao longo das estações de amostragem no braço de afluência do Riacho Fundo, lago Paranoá, Brasília/DF, nas coletas realizadas nos dias 19/11/15, 17/12/2015, 03/02/2016, 02/03/2016, 16/03/2016, 30/03/2016, 14/04/2016.

Os perfis longitudinais acima não apresentam um padrão fixo entre as diferentes coletas. Nas coletas dos dias 19/11/2015, 17/12/2015, 02/03/2016 e 14/04/2016 as maiores concentrações de ortofosfato foram encontradas na estação EA1 (próxima ao lançamento de efluentes da ETEB-Sul). Enquanto isso, nas coletas 02/03/2016, 16/03/2016 e 30/03/2016 os maiores valores de ortofosfato encontram-se nas estações EA4, EA3 e EA7, respectivamente. Na coleta do dia 16/03/2016 os dados das estações EA1 e EA4 não foram obtidos devido a erros instrumentais em laboratório, esse fato pode ter alterado o perfil longitudinal da coleta nesse dia, o mesmo ocorreu no dia 14/04/2016 com os dados das estações EA5 e EA6.

As variações de ortofosfato se relacionam diretamente com aquelas de fósforo total. Nesta relação é importante lembrar que o fosfato inorgânico dissolvido, por ser a parte do fósforo total prontamente assimilada, é diretamente associado com a produção primária. Desta forma as coletas parecem indicar um consumo alto de ortofosfato levando a sua redução na área central dos gráficos (estações 3, 4 e 5), padrão este que se repete nas demais coletas, com exceção dos dias 17/12/2015 e 16/03/2016. A assimilação de ortofosfatos provoca a conversão destes em fosfatos orgânicos.

Altas concentrações de ortofosfato próximas ao lançamento da ETEB-Sul (EA1) coincidem com proporcionalmente altas concentrações de fósforo total nesta estação, indicando que grande parte do efluente é composta por fósforo em sua forma inorgânica dissolvida. Concentrações altas deste parâmetro, juntamente com a menor profundidade, maiores temperaturas e maiores concentrações de nutrientes indicam correlação com as quantidades maiores de plantas aquáticas observadas nesta estação.

5.6 AMÔNIA

Na Figura 5.7 são apresentados os resultados das concentrações de amônia medidos durante o monitoramento. O valor mínimo identificado foi de 0,02 mg/L enquanto o máximo foi de 2,9 mg/L, e os valores de pH durante as coletas variaram de 4,10 a 7,93, o que significa que a maior parte da amônia se encontra sob a forma de íon amônio, pois o pH é menor do que 8.

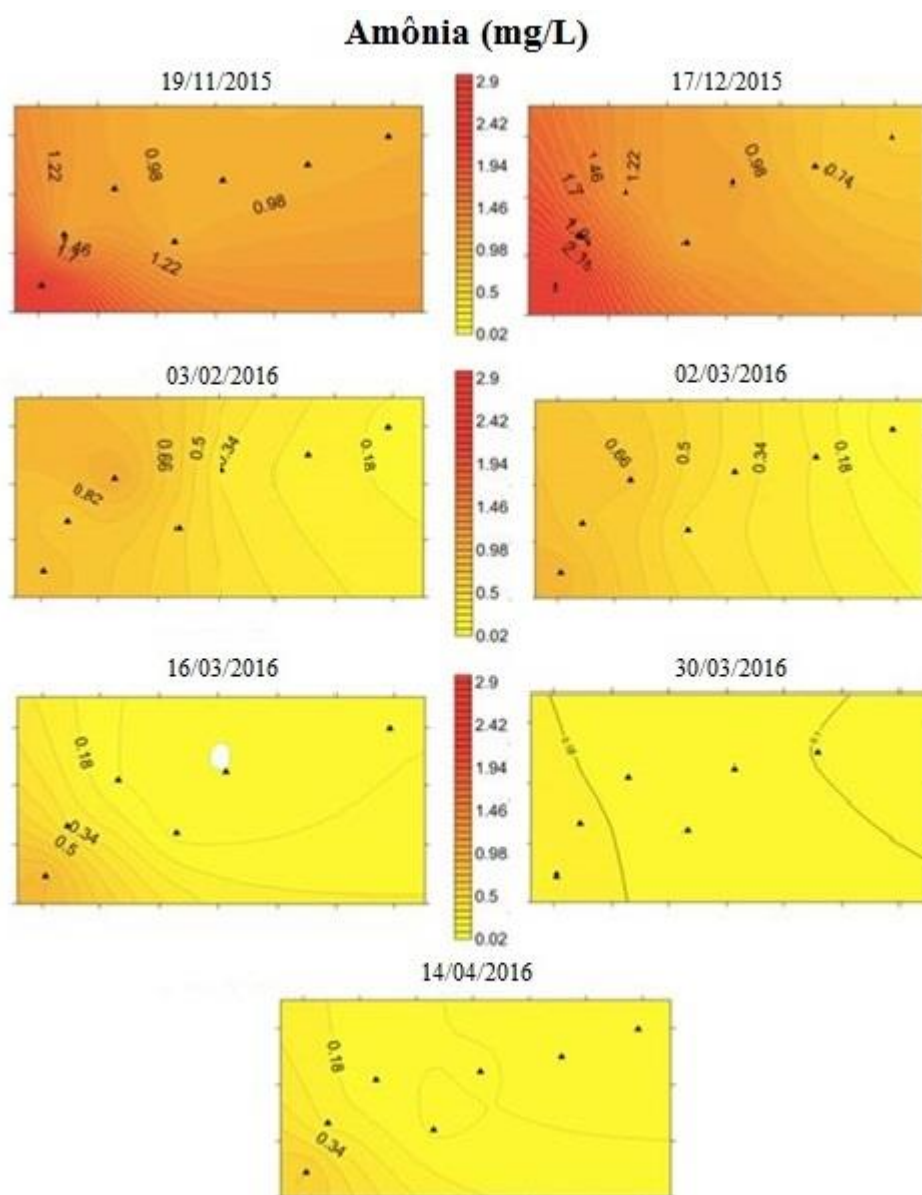


Figura 5-7: Perfis longitudinais de amônia analisados em laboratório ao longo das estações de amostragem no braço de afluência do Riacho Fundo, lago Paranoá, Brasília/DF, nas coletas realizadas nos dias 19/11/15, 17/12/2015, 03/02/2016, 02/03/2016, 16/03/2016, 30/03/2016, 14/04/2016.

Como citado por Pivelli e Kato (2006), o esgoto é a principal fonte externa de nitrogênio nos ambientes aquáticos superficiais. Parte desse nitrogênio é representado pelo nitrogênio amoniacal (amônia), e as regiões que apresentam maiores concentrações de amônia se encontram próximas ao lançamento da ETE em todas as coletas. As coletas dos dias 19/11/16 e 17/12/16 apresentaram valores médios maiores de amônia (entre 0,64 e 2,9 mg/L) do que o restante das coletas, esse resultado se relaciona com a baixa concentração de oxigênio dissolvido observada nos mesmos dias (Figura 5.3), pois de acordo com Sperling (2007) a oxidação da amônia pelas bactérias nitrificantes consome oxigênio. Além disso, segundo Mota (2016) uma modificação no processo de polimento final em 2016 proporcionou melhoras na remoção de nitrogênio, como pode ser observado nas coletas a partir de 03/02/2016 (Figura 5.7).

Em todas as coletas o perfil de concentração da amônia é o mesmo, com a região próxima a ETE apresentando as maiores concentrações e esses valores diminuindo conforme a pluma se afasta da ETE, graças as bactérias nitrificantes que reduzem a amônia à nitrato. Não se observa influência da precipitação sobre os dados de amônia.

5.7 NITRATO

Na Figura 5.8 são apresentados os perfis de distribuição dos valores das concentrações de nitrato (mg/L) medidos nas diferentes coletas.

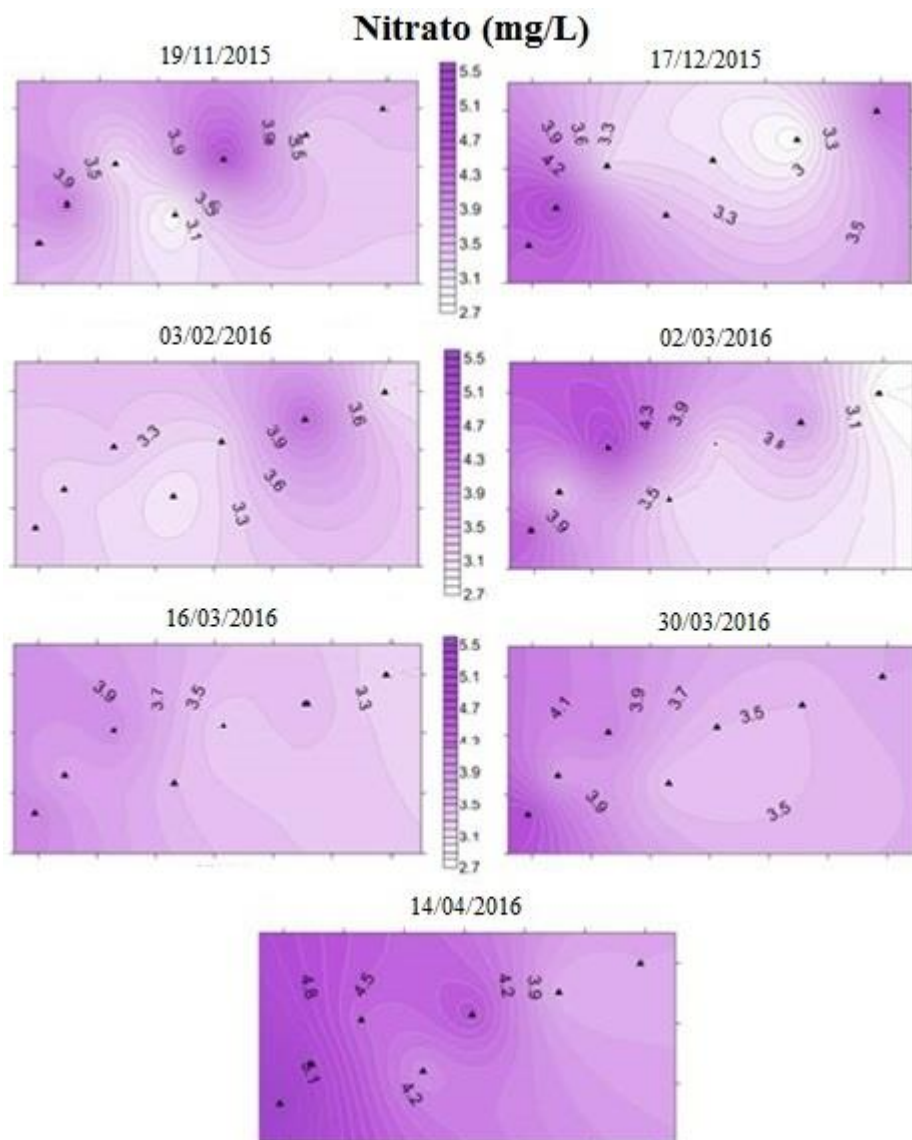


Figura 5-8: Perfis longitudinais de nitrato analisados em laboratório ao longo das estações de amostragem no braço de afluência do Riacho Fundo, lago Paranoá, Brasília/DF, nas coletas realizadas nos dias 19/11/15, 17/12/2015, 03/02/2016, 02/03/2016, 16/03/2016, 30/03/2016, 14/04/2016.

A formação do nitrato em ambientes aquáticos se dá pela oxidação química da amônia ou pela atividade de bactérias nitrificantes. Os perfis de nitrato obtidos a partir das coletas dos dias 19/11/15, 03/02/16 e 02/03/2016 indicam um possível lançamento de esgotos clandestinos junto com as águas pluviais provenientes da galeria, já que as maiores concentrações de nitrato se encontram nessa região e indicam a presença de matéria orgânica que já foi degradada.

Na coleta do dia 02/03/2016, como citado na seção 5.4, devido ao excesso de nitrificação durante o tratamento da ETEB-Sul, pode-se observar um acúmulo de nitrato próximo ao ponto de lançamento de efluentes.

O nitrato é assimilado pelos produtores primários como fonte de nitrogênio para a fotossíntese, dessa forma a baixa concentração de nitrato no dia 16/03/16 pode ser devido a floração desses organismos, pois a concentração de ortofosfato nesse dia é elevada (Figura 5.6).

Uma menor concentração de nitrato foi observada em todas as coletas na estação de amostragem que se encontra próxima a área alagada, o que pode ser explicado pelo acúmulo de macrófitas nessa área, sendo esse fato mais visível no dia 14/04/16 quando todas as concentrações próximas a ETE aumentam (em torno de 5 mg/L) mas a estação próxima a área citada é menor (4mg/L). De acordo com Mota (2016), nesse dia foram feitos testes na ETE e, devido à parada das máquinas, houve acúmulo de nitrato, o que justifica as altas concentrações deste parâmetro no corpo d'água, exceto na EA 4, ponto de afluência da área alagada do Ribeirão Riacho Fundo (Figura 5.8).

Nas coletas dos dias 17/12/15, 30/03/16 e 14/04/16 as concentrações de nitrato foram maiores próximo ao lançamento da ETE, indicando consumo da matéria orgânica e oxigênio neste local.

5.8 COLIFORMES TOTAIS

Na Figura 5.9 são apresentados os resultados das análises de determinação de coliformes totais.

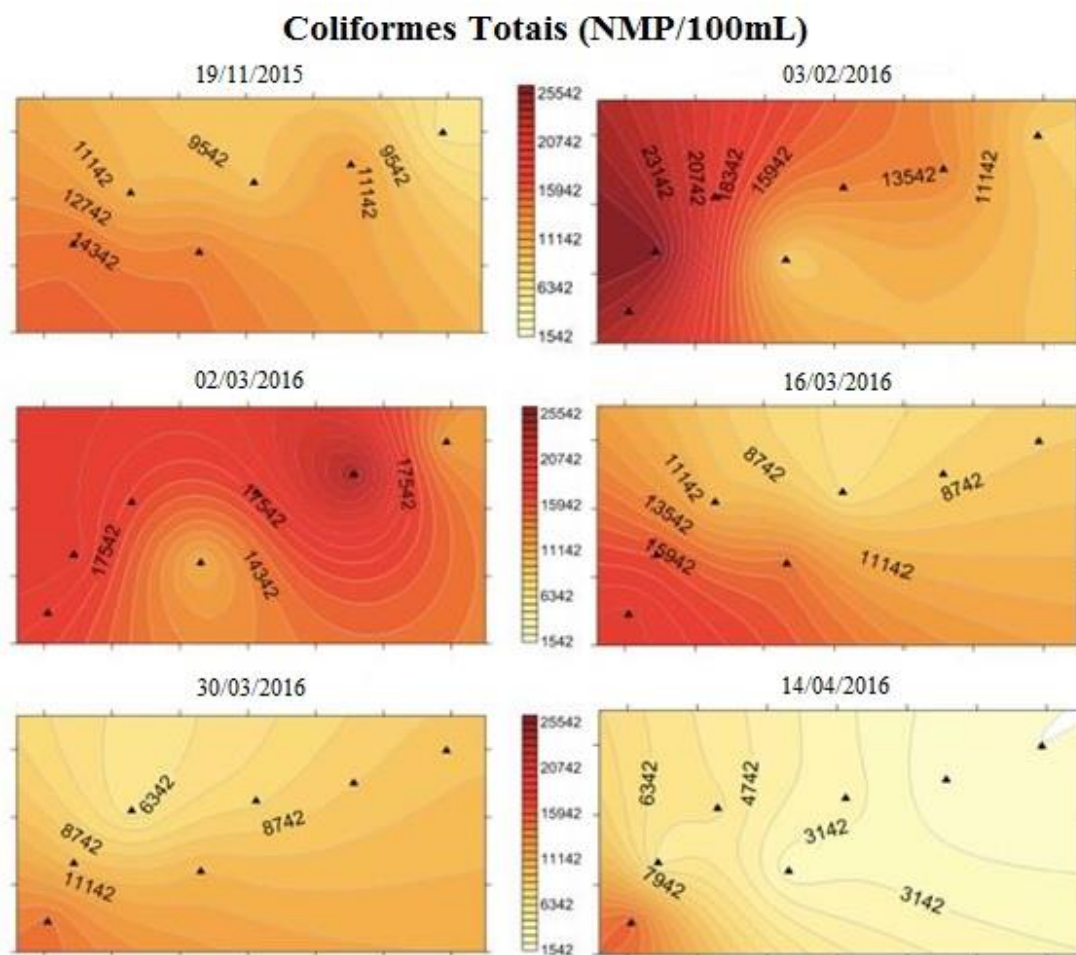


Figura 5-9: Perfis longitudinais de coliformes totais analisados em laboratório ao longo das estações de amostragem no braço de afluência do Riacho Fundo, lago Paranoá, Brasília/DF, nas coletas realizadas nos dias 19/11/15, 03/02/2016, 02/03/2016, 16/03/2016, 30/03/2016, e 14/04/2016.

Na coleta do dia 19/11/16, o valor encontrado para a EA1 não foi incluído nestes resultados por ser considerado extremamente alto (81640 NMP/100 ml) e sua representação nos gráficos tornava difícil a visualização dos dados das outras estações. Porém o alto valor de *E. coli* no mesmo dia e local (9222 NMP/100ml), como pode ser visto na Figura 5.10, confirma a presença destes coliformes totais. De qualquer forma, como se observa nas outras coletas, o valor nesta estação é geralmente o mais alto devido ao lançamento de esgoto tratado da ETEB-Sul nessa região. Com a exceção da coleta do dia 03/02/16, que apresentou um valor um pouco mais alto na EA2, que pode ter sido devido ao fluxo da ETE que se acumulou naquela região.

Na coleta do dia 02/03/16 ocorre um aumento considerável na EA6 (24066 NMP/100ml), isso pode decorrer do fluxo da galeria de águas pluviais, já que o valor da EA5 (estação em frente a galeria) não foi determinado pela análise porque a amostra “estourou”, ou seja, ultrapassou os limites de detecção do método. É sabido que há lançamento ilegal de esgotos em galerias pluviais além do carreamento dos resíduos presentes no solo quando ocorre precipitação. Porém, quando se observa a ocorrência de chuvas próximo a essa data a quantidade não é muito elevada, dessa forma há a possível predominância do lançamento de esgotos nesta galeria. As coletas dos dias 16/03/16, 30/03/16 e 14/04/16 refletem o perfil de decréscimo da quantificação de coliformes totais conforme as estações se afastam da ETE. A concentração de sólidos totais dissolvidos também acompanha esse perfil.

Com a intenção de abordar a qualidade da água em relação ao enquadramento nos padrões das legislações vigentes para corpos d'água superficiais, os resultados das análises de *Escherichia coli* serão apresentados no item 5.10.

5.9 TRANSECTO AO LONGO DA PLUMA DE CONTAMINAÇÃO

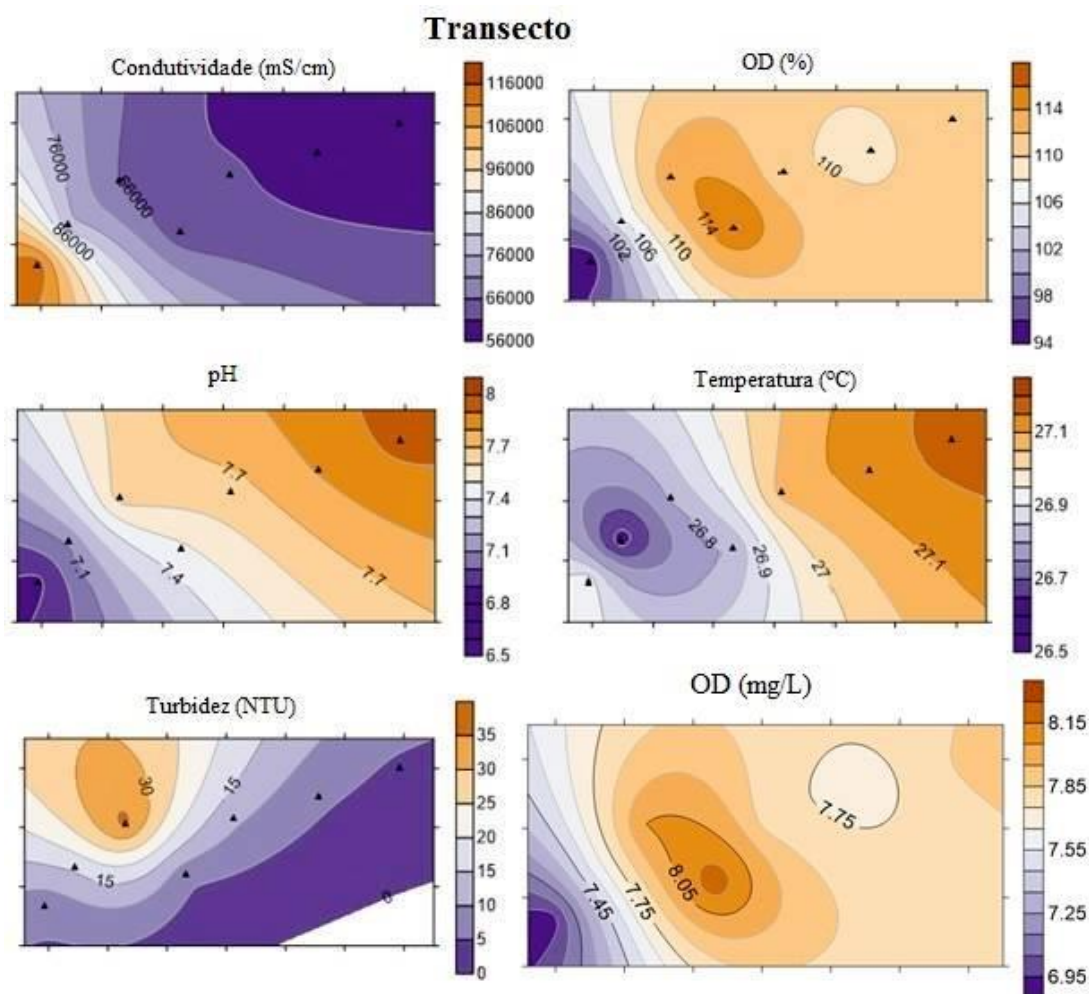


Figura 5-10: Perfis longitudinais dos parâmetros medidos no transecto no dia 14/04/2016 ao longo das estações de amostragem no braço de afluência do Riacho Fundo, lago Paranoá, Brasília/DF. Parâmetros: condutividade, OD (%), pH, temperatura, turbidez, e OD (mg/L).

A realização do transecto no dia 14/04/2016 proporcionou uma visão especializada da distribuição dos parâmetros químicos e físicos (condutividade, OD, pH, temperatura e turbidez) medidos com a sonda multiparâmetros durante o início do período seco, (os 20 dias anteriores não apresentaram qualquer precipitação). Os valores de condutividade variaram entre 56 mS/cm e 116 mS/cm; a porcentagem de oxigênio dissolvido na área variou entre 94 e 117%; o pH variou de 6,85 a 7,95; valores de temperatura não apresentaram variação considerável entre 26,62 °C e 27,18 °C; a turbidez teve um valor máximo de 38 NTU; e a concentração de oxigênio dissolvido variou de 6,85 a 8,22 mg/L.

Os valores de condutividade (a) encontram-se dentro da faixa daqueles medidos pontualmente nas outras coletas (entre 51 e 135 mS/cm), com o detalhe que a maior

concentração encontrada (no ponto EA1) é de 116 mS/cm, 19mS/cm abaixo do maior valor apresentado para as outras coletas. Por ter sido realizada em um período de seca, a ausência de chuvas pode explicar uma menor quantidade de TDS e íons dissolvidos.

A figura acima também representa os níveis de saturação do oxigênio (b). Tais níveis estão dentro da faixa daqueles medidos pela sonda nos demais dias. Convertidos os valores, o mínimo encontrado é de 6,89 mg/L na estação EA1 e máximo de 8,22 mg/L na estação EA7. O perfil longitudinal se assemelha aqueles apresentados anteriormente para o parâmetro. Valores acima de 100% de saturação de oxigênio indicam altas taxas de fotossíntese.

Esteves (2011) estabelece que os valores de pH em águas continentais geralmente encontram-se na faixa de 6 a 8. A figura 5.10 (c) mostra que estes valores são seguidos no ambiente estudado. De modo geral tais valores seguem aqueles medidos durante as demais coletas, com exceção de duas coletas (dia 16/03/2016 e 30/03/2016) onde o pH na estação 1 encontra-se ligeiramente abaixo de 6 (5,58 e 4,10, respectivamente).

Com relação à faixa de temperatura observada no dia 14/04/2016 pode-se observar uma variação muito pequena entre a temperatura imediatamente após o lançamento de efluentes pela ETEB-Sul e aquela na estação mais a jusante dos pontos de afluição (EA7). A variação de aproximadamente 1,3°C encontrada neste dia corresponde as variações encontradas nas demais coletas, exceto pela segunda coleta (17/12/2015) onde foi encontrada uma temperatura de 28,6°C próxima ao ponto EA1.

Os valores de turbidez encontram-se dentro daqueles estabelecidos no limite da CONAMA 357/05, não ultrapassando 100 NTU. Os valores mais altos (38 NTU) encontram-se próximos a estação EA4 (área de afluição da galeria de águas pluviais), no entanto não se pode inferir que tal aumento de turbidez seja devido à descarga de águas pluviais, uma vez que não houve precipitações nos 20 dias anteriores a realização do transecto.

De modo geral os parâmetros medidos no período seco (14/04/2016) correspondem àqueles encontrados nas demais coletas. A falta de precipitação durante este período parece ter influenciado apenas os parâmetros de condutividade- diminuindo-a- e oxigênio dissolvido- aumentando-o.

5.10 ENQUADRAMENTO DOS PARÂMETROS DE QUALIDADE DA ÁGUA NAS LEGISLAÇÕES VIGENTES

Tabela 5-1: Estatística descritiva dos parâmetros medidos em cada estação de amostragem (fósforo total, ortofosfato, amônia, nitrato, DQO, *E. coli*, coliformes totais, condutividade e oxigênio dissolvido) e o respectivo padrão de qualidade definido pela Resolução CONAMA 357/2005.

Estações de Amostragem									Resolução CONAMA 357/2005
									Padrão de qualidade para água doce de Classe 2
		EA1	EA2	EA3	EA4	EA5	EA6	EA7	
Fósforo Total (mg/L)	N de dados	7	7	7	7	7	7	7	< 0,05 mg/L
	Média Arit.	0,77	0,49	0,46	0,5	0,43	0,38	0,42	
	Média Geo.	0,68	0,42	0,36	0,42	0,35	0,33	0,33	
	Mediana	0,71	0,38	0,28	0,32	0,27	0,29	0,27	
	Desvio Padrão	0,41	0,35	0,36	0,35	0,3	0,23	0,34	
Fósforo Reativo (mg/L)	N de dados	6	7	6	6	5	7	6	
	Média Arit.	0,24	0,07	0,06	0,09	0,07	0,08	0,08	
	Média Geo.	0,22	0,07	0,05	0,06	0,06	0,07	0,07	
	Mediana	0,21	0,06	0,05	0,08	0,05	0,07	0,06	
	Desvio Padrão	0,11	0,04	0,06	0,07	0,04	0,03	0,07	
Amônia (mg/L)	N de dados	7	7	7	7	7	6	6	Entre 0,5 e 3,7 depende do pH
	Média Arit.	1,3	0,73	0,46	0,63	0,44	0,39	0,32	
	Média Geo.	0,94	0,55	0,28	0,4	0,24	0,25	0,16	
	Mediana	0,84	0,66	0,39	0,68	0,31	0,24	0,12	
	Desvio Padrão	1,11	0,61	0,42	0,5	0,4	0,33	0,35	
Nitrato (mg/L)	N de dados	7	7	7	7	7	7	7	< 10 mg/L
	Média Arit.	4,36	4,06	3,34	3,89	3,69	3,54	3,44	
	Média Geo.	4,31	4	3,32	3,83	3,63	3,51	3,41	
	Mediana	4,5	3,8	3,4	4	3,3	3,5	3,5	
	Desvio Padrão	0,7	0,75	0,39	0,69	0,68	0,47	0,45	
Demanda Química de Oxigênio (mg/L)	N de dados	7	7	7	7	7	6	7	
	Média Arit.	14,7	11,25	8,41	8,45	8,8	8,53	6,01	
	Média Geo.	12,17	10,5	7,86	8,19	7,74	7,27	5,49	
	Mediana	15,4	12,35	7,5	8	9,3	9,35	5,9	
	Desvio Padrão	8,34	3,96	3,05	2,43	3,8	4,18	2,61	
E. coli (NMP/100ml)	N de dados	6	6	6	6	6	6	6	< 2000 NMP/100 mL
	Média Arit.	4353	823	823	3006	2044	944	319	
	Média Geo.	3983	639	639	1407	603	452	236	
	Mediana	3972	739	739	1488	580	493	172	
	Desvio Padrão	1979	574	574	4583	3252	1254	255	
Coliformes Totais (NMP/100ml)	N de dados	6	6	6	6	5	6	6	
	Média Arit.	18017	13357	8359	10076	6777	9825	6920	
	Média Geo.	17758	10419	6903	7884	5479	6799	4994	
	Mediana	17372	13174	9532	8004	6970	8517	8652	
	Desvio Padrão	3473	8901	4773	6871	4093	7555	4115	
Condutividade (µS/cm)	N de dados	7	7	6	7	6	6	7	
	Média Arit.	102,81	73,85	63,93	70,72	64,21	59,79	59,39	
	Média Geo.	99,58	73,39	63,68	70,34	63,83	59,54	59,16	
	Mediana	103,3	70,24	64,14	70,1	64,23	59,09	58,09	
	Desvio Padrão	24,9	8,42	5,57	7,26	6,9	5,44	5,3	
Oxigênio Dissolvido (mg/L)	N de dados	5	6	6	6	6	6	6	> 5 mg/L
	Média Arit.	5,38	6,82	7,26	7,13	7,38	7,6	7,28	
	Média Geo.	5,09	6,7	7,2	7,06	7,28	7,52	7,22	
	Mediana	6,13	7,16	7,63	7,48	7,83	7,94	7,48	
	Desvio Padrão	1,86	1,3	0,95	1,07	1,2	1,09	1	

Na Tabela 5.1 é apresentada a estatística descritiva dos dados de todos os parâmetros obtidos nas sete amostragens durante o monitoramento. Foram calculados os valores de média aritmética e geométrica, mediana e desvio padrão.

Na Figura 5.11 são apresentados mapas qualitativos com indicação do enquadramento, ou violação, dos valores dos parâmetros monitorados de acordo com os padrões de qualidade de água preconizados na resolução CONAMA 357/2005 e resolução CONAMA 274/2000. Para a verificação do enquadramento da qualidade da água da região do Lago estudada, foram considerados os valores referentes a corpos de água doce de Classe 2 (CONAMA, 357/2005).

a)

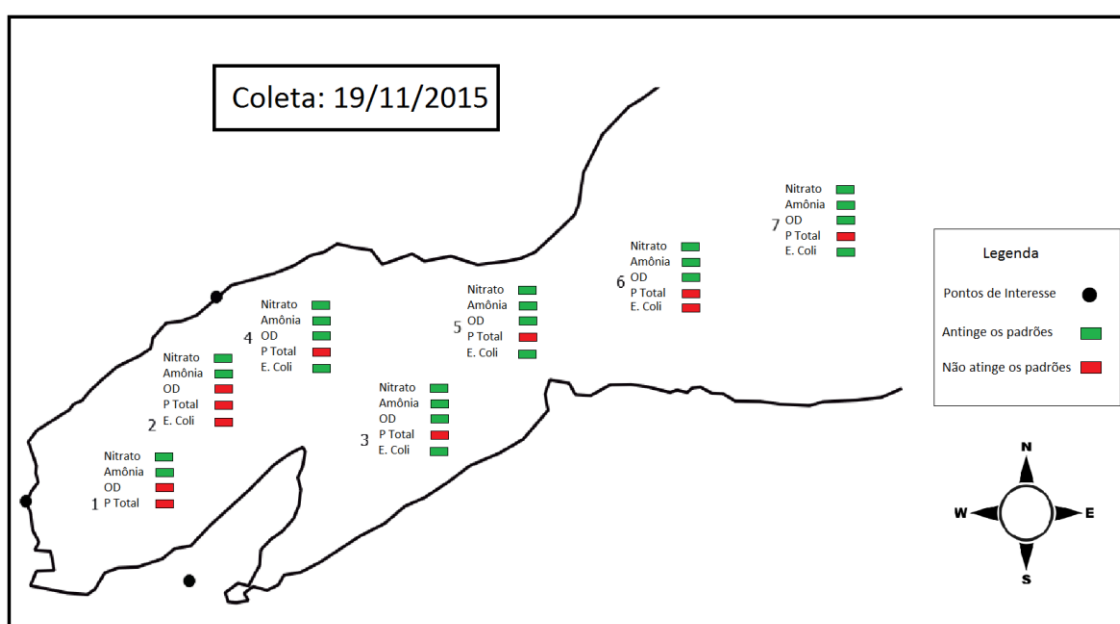
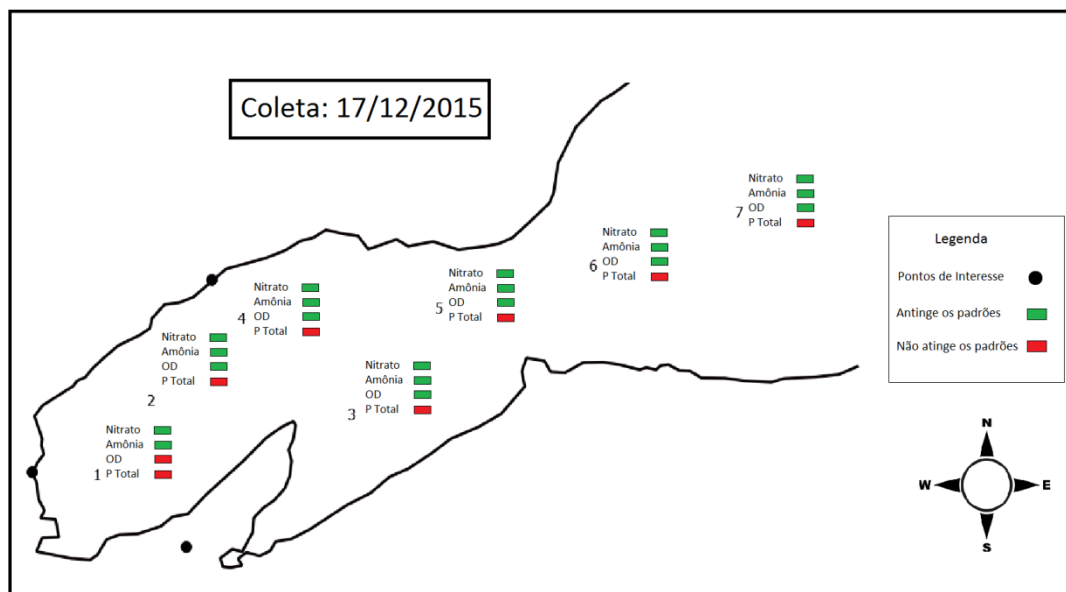


Figura 5-11: Mapas qualitativos do dia 14/04/2016 com apresentação de enquadramento ou violação dos parâmetros estabelecidos pela legislação vigente. Coletas: a) 19/11/2016; b) 17/12/2015; c) 03/02/2016; d) 02/03/2016; e) 16/03/2016; f) 30/03/2016; g) 14/04/2016.

b)



c)

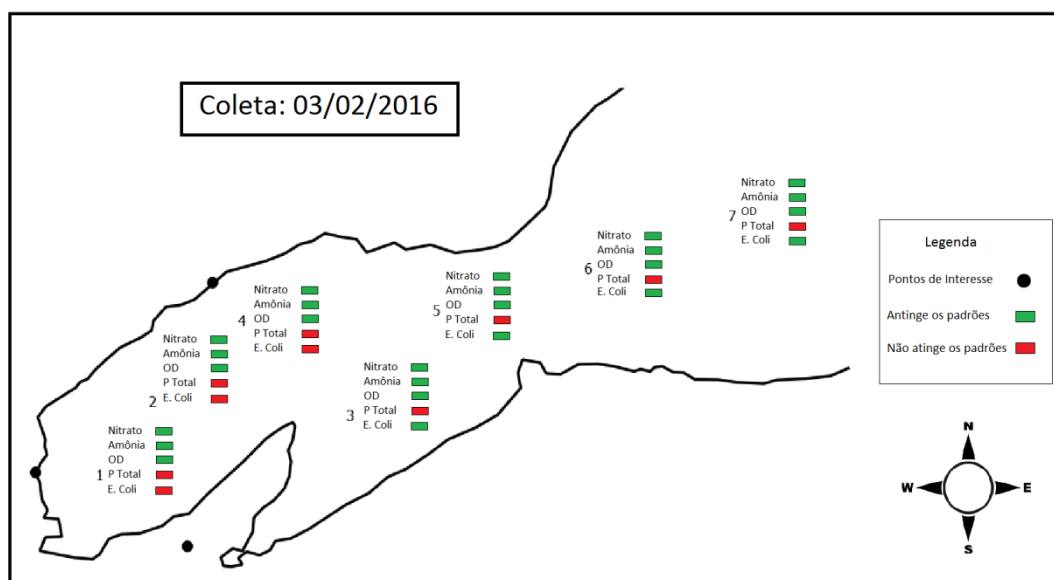
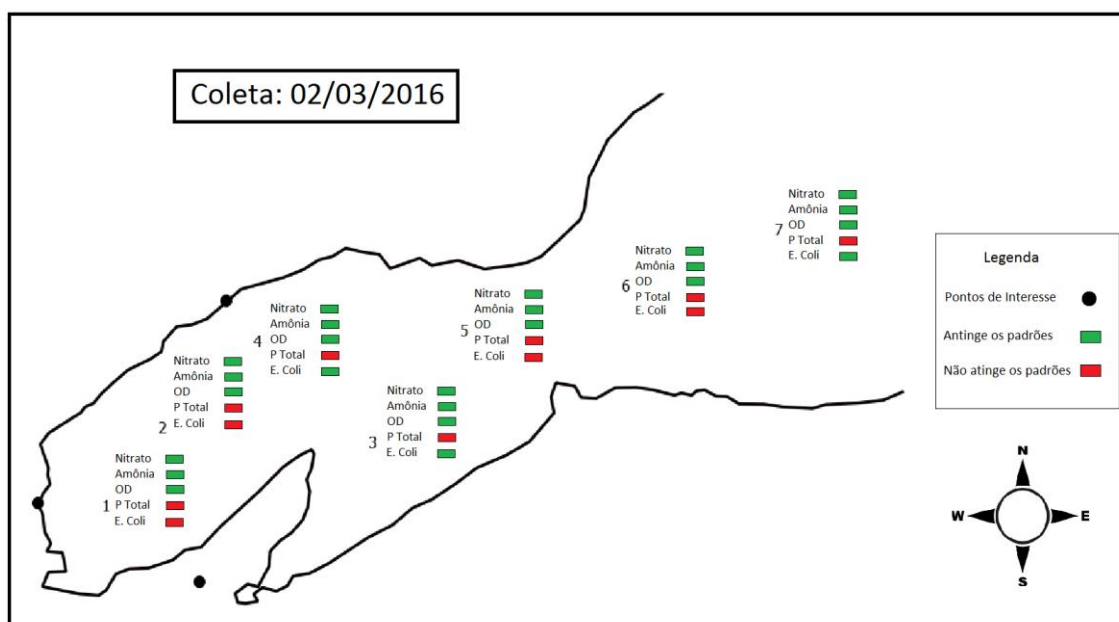


Figura 5-11: Mapas qualitativos do dia 14/04/2016 com apresentação de enquadramento ou violação dos parâmetros estabelecidos pela legislação vigente. Coletas: a) 19/11/2016; b) 17/12/2015; c) 03/02/2016; d) 02/03/2016; e) 16/03/2016; f) 30/03/2016; g) 14/04/2016 (continuação).

d)



e)

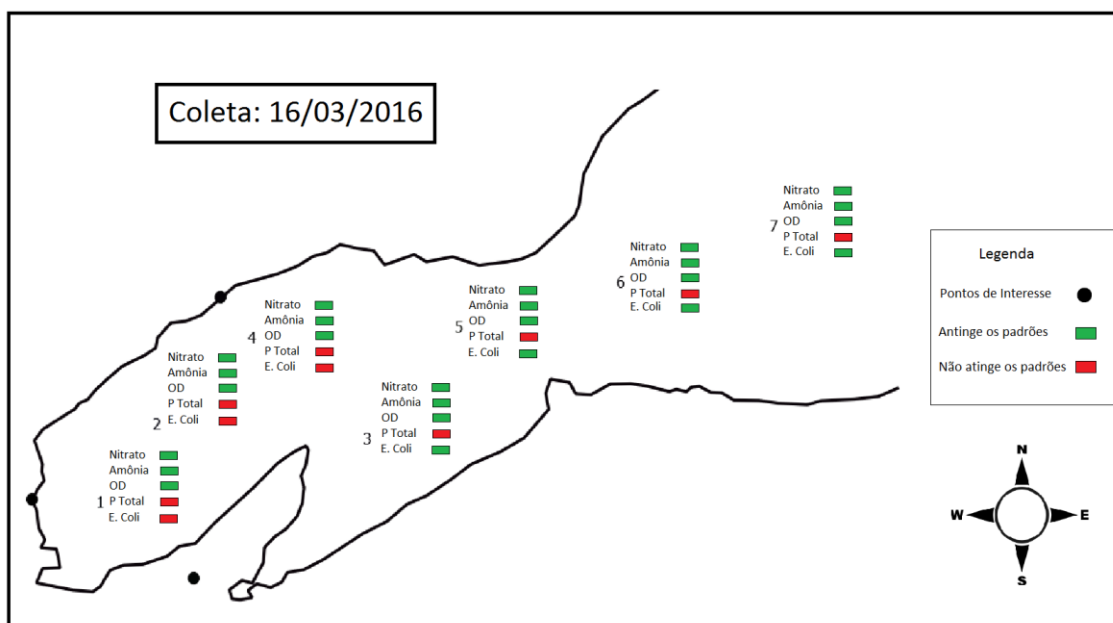
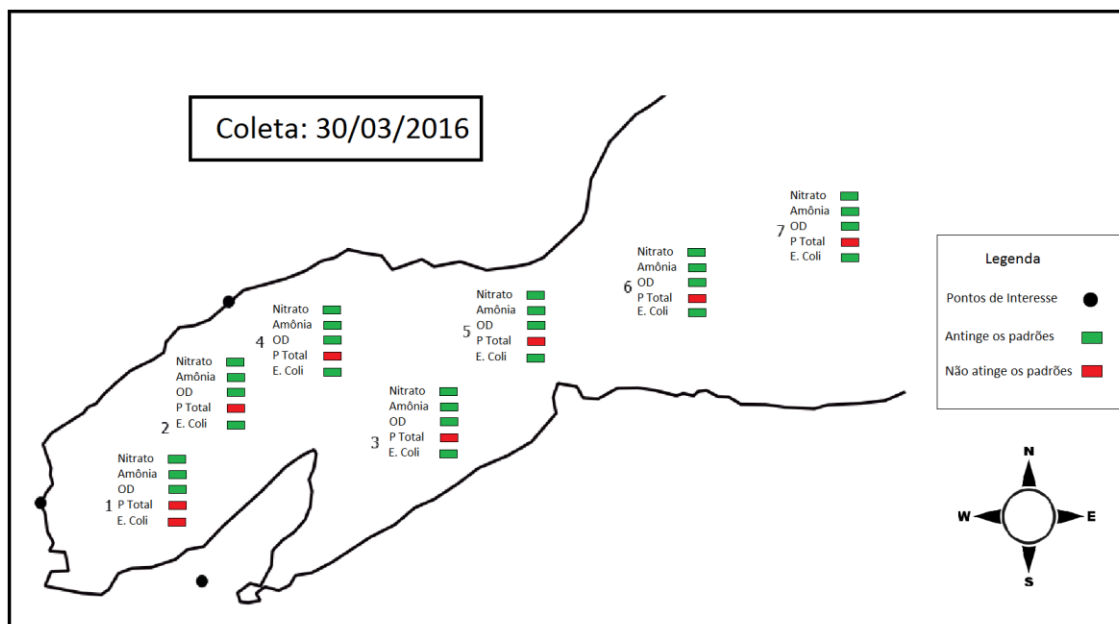


Figura 5-11: Mapas qualitativos do dia 14/04/2016 com apresentação de enquadramento ou violação dos parâmetros estabelecidos pela legislação vigente. Coletas: a) 19/11/2016; b) 17/12/2015; c) 03/02/2016; d) 02/03/2016; e) 16/03/2016; f) 30/03/2016; g) 14/04/2016 (continuação).

f)



g)

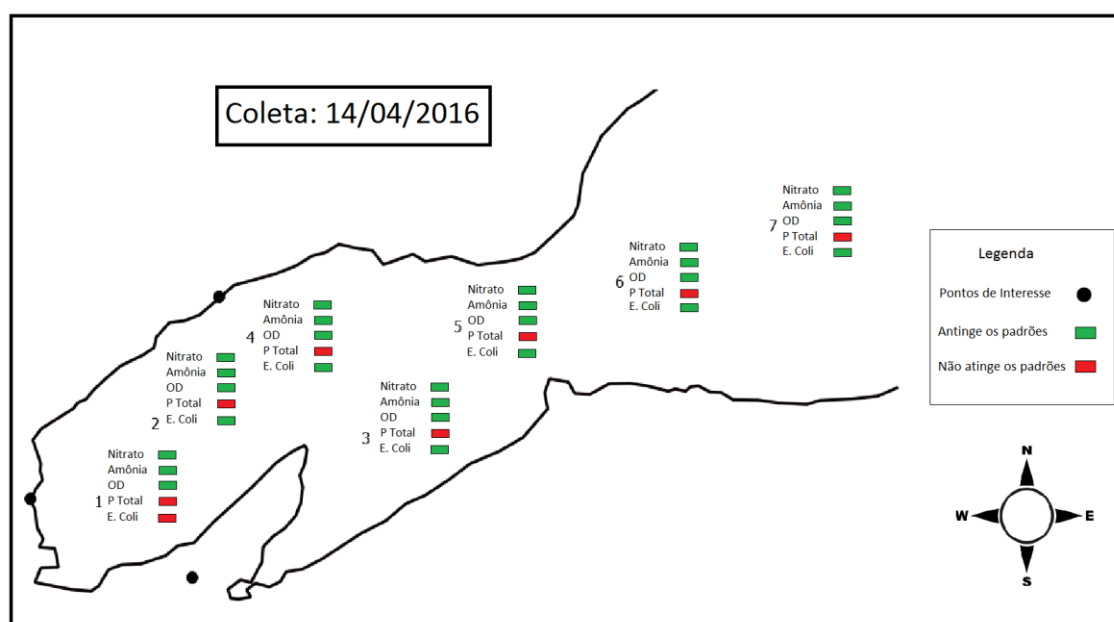


Figura 5-11: Mapas qualitativos do dia 14/04/2016 com apresentação de enquadramento ou violação dos parâmetros estabelecidos pela legislação vigente. Coletas: a) 19/11/2016; b) 17/12/2015; c) 03/02/2016; d) 02/03/2016; e) 16/03/2016; f) 30/03/2016; g) 14/04/2016 (continuação).

Os dados de fósforo total estão muito acima do limite estabelecido em todas as estações, tais resultados foram apontados anteriormente na seção 5.3 onde foi identificada condição de hipereutrofia na área. As médias dos dados de amônia, nitrato e oxigênio dissolvido atendem

os padrões estabelecidos em todas as estações monitoradas. As estações EA1, EA4 e EA5 ultrapassaram o valor máximo permitido para *E. coli* (2000 NMP/100mL) representando balneabilidade imprópria. Por ser uma estação de tratamento com sistema de logotipos ativados e não possuir etapa de desinfecção, a ETEB-Sul apresenta baixa eficiência na remoção de coliformes, conforme será visto na Figura 5.12.

Na Figura 5.12 são apresentados os resultados da condição de balneabilidade da região do Lago estudada, com base na Resolução CONAMA 274/00, que trata das condições de balneabilidade de corpos hídricos. Para auxiliar na interpretação dos resultados é apresentado na Tabela 5.2 a classificação da balneabilidade de corpos hídricos de acordo com o parâmetro *E. coli*, estabelecido pela Resolução. A coloração utilizada na Tabela 5.2 para representar cada categoria, foi utilizada também na confecção dos gráficos apresentados na Figura 5.12, como forma de facilitar a interpretação.

Tabela 5-2: Classificação de balneabilidade de acordo com os valores de *Escherichia Coli*, em NMP/100mL, definidos pela CONAMA 274/2000.

Padrão de balneabilidade da Resolução CONAMA 274/2000	
Categoria	<i>E. coli</i> (NMP/100mL)
Excelente	≤ 200
Muito Boa	≤ 400
Satisfatória	≤ 800
Imprópria	> 800

Na coleta do dia 19/11/15, nota-se que na maior parte da região estudada a quantificação do indicador microbiológico de qualidade da água apresentou valores maiores do que 800 NMP/100mL, o que torna a água imprópria para usos de balneabilidade. Nesta coleta apenas a EA5 apresentou valor de água considerada própria, na categoria de satisfatória.

E. Coli (NMP/100mL)

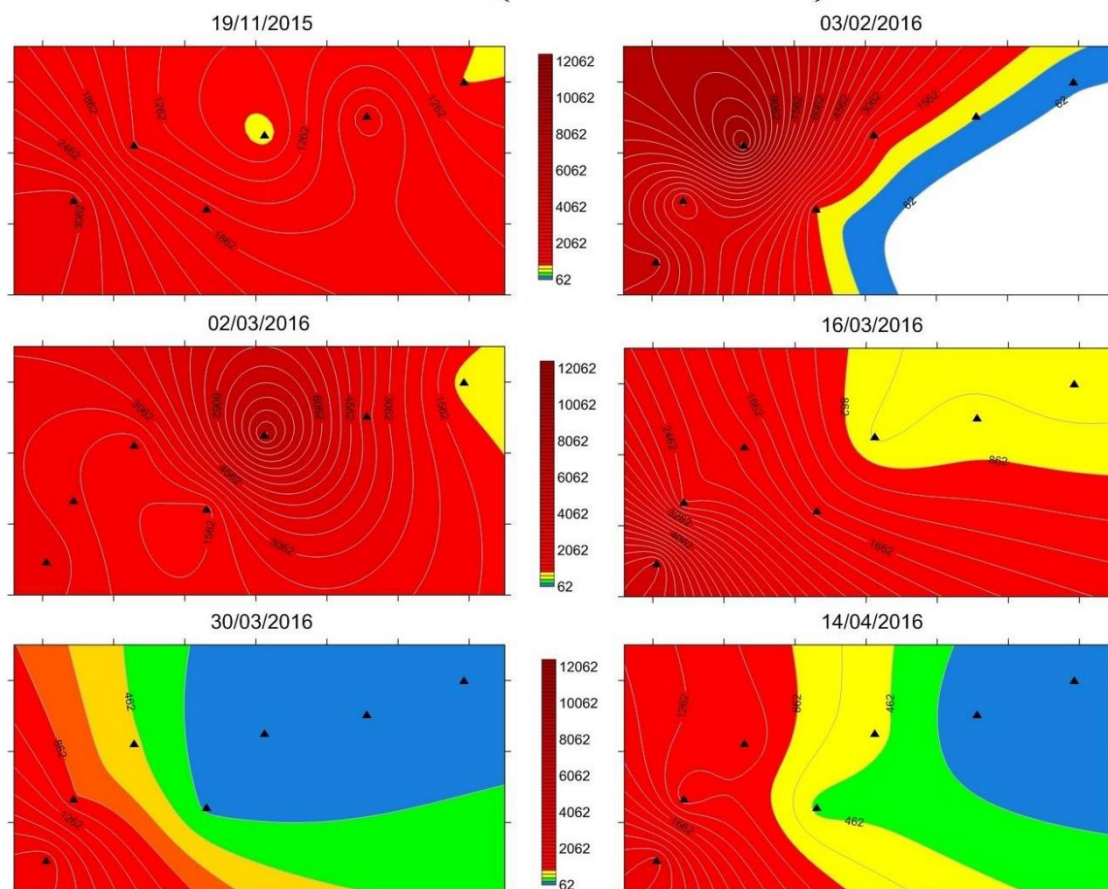


Figura 5-12: Perfis longitudinais de determinação de *E. coli* (NMP/100mL) ao longo das estações de amostragem no braço de afluência do Riacho Fundo, lago Paranoá, Brasília/DF, nas coletas realizadas nos dias 19/11/15, 03/02/2016, 02/03/2016, 16/03/2016, 30/03/2016, 14/04/2016.

Na coleta do dia 03/02/16 (Figura 5.12) as três estações mais próximas a ETE apresentam valores elevados, variando de 1000 NMP/100mL a 12000 NMP/100 ml, sendo assim considerada de uso impróprio. A estação representativa da entrada do fluxo do Riacho Fundo apresenta um valor significativamente menor (1076 NMP/100mL), quando comparado com a da galeria pluvial (12262 NMP/100mL). O restante das estações apresenta valores que tornam a região de uso próprio. Vale notar que a região branca no gráfico desta coleta foi gerada pelo programa Surfer devido à interpolação dos dados, indicando a tendência de decaimento dos valores do parâmetro, devido à diferença abrupta de queda observada no monitoramento nessa amostragem. Na coleta do dia 02/03/16 é observado valor elevado na quantificação de *E. coli* (9222 NMP/100mL) na EA5, esse resultado se deve, provavelmente, ao lançamento de esgoto clandestino pela galeria de água pluvial, já que não houve precipitação significativa nos dias anteriores a essa coleta. É possível notar também que na

EA3 observou-se um valor mais baixo (1314 NMP/100mL), provavelmente, devido à influência da vazão do ribeirão Riacho Fundo. Desta forma, essa coleta mostra que a maior parte da região estudada se inclui no termo "uso impróprio", quando comparada com outros dias de coleta.

A coleta do dia 16/03/16 apresenta um perfil de variação dos valores de quantificação do indicador microbiológico que se repetirá nas coletas seguintes, dos dias 30/03/16 e 14/04/16, com a redução da quantificação de *E. coli* a medida que se afasta do lançamento dos esgotos. Entretanto, apenas as coletas dos dias 30/03/16 e 14/04/16 atingem valores dentro da categoria "excelente" nas estações localizadas mais à jusante do lançamento dos esgotos tratados da ETEB- Sul.

6 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Dos resultados obtidos permite-se tirar as seguintes conclusões:

- As concentrações de fósforo total na área de estudo são preocupantes à medida que todas as sete coletas realizadas apontaram valores excedentes àqueles estabelecidos pela resolução CONAMA 357/05 para classe 2, nas diferentes estações, e que todos seus valores excedam 100mg/m^3 (condição de hipereutrofia). Há necessidade de reavaliar a classificação da área com relação a este parâmetro
- Os parâmetros da série nitrogenada - amônia e nitrato - apresentam valores mais elevados em locais próximos ao lançamento de esgotos, seja tratado ou não - proveniente da ETE ou da galeria de águas pluviais. De qualquer forma, os valores são menores do que o limite recomendado pela resolução CONAMA 357/05. É importante que estes parâmetros sejam monitorados para se ter um panorama da dispersão e quantidade de matéria orgânica nessa área do lago.
- As médias dos valores de oxigênio dissolvido para as diferentes estações seguem os limites estabelecidos pela CONAMA 357/05 ($>5\text{mg/L}$), não representando uma preocupação.
- Os resultados de coliformes fecais apontaram a ETE e a galeria pluvial como responsáveis pela maior ocorrência desses microrganismos.
- Os valores da quantificação de *E. coli* indicaram que uma parte considerável da área de estudo é imprópria para recreação de contato primário.
- Não se pode inferir influência direta das precipitações significativas sobre as concentrações e níveis dos parâmetros estudados, de modo a identificar padrões recorrentes. A variabilidade dos dados estudados bem como o número restrito de análises são fatores que limitam tal conclusão.

O monitoramento da qualidade da água é uma ferramenta necessária para se ter controle da situação do corpo hídrico, e também pode ser usada para o planejamento de ações na bacia hidrográfica. Dessa forma é importante que sejam definidos programas de monitoramento pelo poder público para se garantir que os padrões sejam seguidos à risca, e a partir dos resultados obtidos se propor medidas de prevenção à poluição.

A região do lago monitorada recebe efluentes de uma estação de tratamento de esgoto, tornando essa área imprópria para usos recreativos. Entretanto, essa área ainda é usada para tal, além estar em curso a construção de um píer nas redondezas para uso pela população.

Visto que existe um alto risco de contaminação de doenças por veiculação hídrica, a instalação desse píer é altamente desaconselhável, assim como o uso dessa parte do lago para recreação.

Apesar de grande parte dos parâmetros seguirem os limites estabelecidos pela CONAMA 357/05, recomenda-se um reforço no cumprimento dos padrões estabelecidos para a classificação atual do lago, principalmente no que se diz respeito a valores altos de fósforo total e ortofosfato. O fósforo é um dos principais nutrientes em ecossistemas aquáticos, sendo essencial para o crescimento de produtores primários, desta forma é necessário monitoramento e controle adequados para que seu excesso em tais ambientes não cause eutrofização;

Quanto à classificação da área de estudo com relação à balneabilidade, recomenda-se que o poder público utilize de ações de conscientização para prevenir que a população não utilize a área para recreação de contato primário.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- APHA, AWWA, WEF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 21 ed. Washington, D.C., USA.
- BARTRAM, J., e BALLANCE, R. **Water quality monitoring**. UNEP/ WHO, 2001
- BRASIL. ADASA- Agência reguladora de Águas, Energia e Saneamento Básico do Distrito Federal. Resolução nº 02, de 17 de Dezembro de 2014. Brasília.
- BRASIL. Presidência da República. Constituição da República Federativa do Brasil. Promulgada em 5 de outubro de 1988.
- BRASIL. MMA- Ministério do Meio Ambiente. Resolução nº357, de 17 de mar de 2005.
- BRASIL. Presidência da República. Lei 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal.
- BRASIL. Resolução n. 357 de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Disponível em <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>>. Acesso em 20 de Outubro de 2015.
- BRASIL. Resolução n. 430 de 13 de maio de 2011. Complementa e altera a Resolução n. 357/2005. Disponível em <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>>. Acesso em 7 de julho de 2016.
- BRASIL. Resolução n. 274 de 29 de novembro de 2000. Adota sistemáticas de avaliação da qualidade ambiental das águas. Disponível em <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res00/res27400.html>>. Acesso em 17 de Maio de 2016.
- BURNETT, J. A.; MATTOS, S. P. e AZZOLIN, N. M. P. (2001). IX- Intervenções da Companhia de Saneamento. In: FONSECA, F.O. **Olhares sobre o Lago Paranoá**. Brasília: Secretaria do Meio Ambiente e Recursos Hídricos, 2001. p. 199-224.
- CAESB. **A Caesb**. Fonte: CAESB- Companhia de saneamento ambiental do distrito federal: <<http://www.caesb.df.gov.br/empresa/a-caesb.html>>. Acesso em 10 out. 2015
- CAESB. **Estações de Tratamento de Esgoto**. Fonte: CAESB- Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal: <<http://www.caesb.df.gov.br/esgoto/conheca-as-unidades.html>>. Acesso em 08 out. 2015
- CAESB. Sinopse do Sistema de Esgotamento Sanitário do Distrito Federal (SIESG). Brasília: Equipe PPC, 2014. 169 p.
- CAESB. Sinopse do Sistema de Esgotamento Sanitário do Distrito Federal (SIESG). Brasília: Equipe PPC, 2013. 191 p.
- CHAPRA, S. C. **Surface water-quality modelling**. Boulder: McGraw-Hill Companies, 1997.
- CHIN, D. A. **Water quality engineering in natural systems**. New Jersey: John Wiley & Sons, 2013.
- CUNHA, C. L. e FERREIRA, A. P. Contribuições para o desenvolvimento da capacidade de previsão de um modelo de qualidade da água. **RBRH- Revista Brasileira de Recursos Hídricos** , p. 71-83, 2006.
- CUNHA, D. G.; CALIJURI, M. C.; LAMPARELLI, M. C.; MENEGON JR, N. Resolução CONAMA 357/2005: Análise espacial e temporal de não conformidades em rios e reservatórios do estado de São Paulo de acordo com seus enquadramentos (2005-2009). **Eng Sanitária e Ambiental** v. 18 n. 2 , p. 159-168, 2013.

DIAS, R. Z. **Papel da wetland do Riacho Fundo no controle da eutrofização do Lago Paranoá**, Brasília- Distrito Federal. 2013. 107f. Tese (Mestrado em Geoprocessamento e Análise Ambiental)- Universidade de Brasília, Brasília, DF.

ECHEVERRIA, R. M. **Avaliação de impactos ambientais nos tributários do Lago Paranoá**, Brasília- DF. 2007. 120f. Tese (Mestrado em Geologia) - Universidade de Brasília, Brasília, DF.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. Rio de Janeiro: Interciência, 1998

FERRER, G. G., e NEGRO, G. D. (2011). Unidades de Conservação Ambiental da Bacia do Lago Paranoá. **REDUnB** v.10. p. 365-399, 2012.

FONSECA, F. O. (2001). **Olhares sobre o Lago Paranoá**. Brasília/ DF: Secretaria de Meio Ambiente e Recursos Hídricos.

FRAGA, R. S., TAVARES, V. E. Q., TIMM, L. C., ESTRELA, C. C., BARTELS, G. K. **Influencia da Precipitação sobre Parametros de Qualidade da Água Utilizada para Irrigação do Morangueiro no Município de Turuçu- RS**. R. Bras. Agrociencia, v.18, p. 81-94, 2012.

GOLDEN SOFTWARE. **Surfer 12**. Massachusetts, EUA, 14 de janeiro de 2014. Programa para modelagem de águas superficiais e interpolação.

HELLER, L., e PÁDUA, V. L. **Abastecimento de água para consumo humano**. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2006.

IBGE- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Cidades, 2014. Disponível em: <<http://cidades.ibge.gov.br/xtras/perfil.php?codmun=530010>>. Acesso em 30 de nov. 2015.

LINSLEY, K. R.; KOHLER, M. A.; PAULHULS, J. L. H. **Hydrology for Engineers**. Nova York: McGrawth-Hill, 1958.

MACHADO, C. J. Recursos Hídricos e Cidadania no Brasil: Limites, Alternativas e Desafios. **Ambiente & Sociedade vol VI**, p. 122- 134. 2003.

MARTINS, R. V., PAULA FILHO, F. J., ROCHA, C. A. S. Geoquímica de Fósforo como Indicadora da Qualidade Ambiental dos Processos Estuarinos do Rio Jaguaribe- Costa Nordeste Oriental Brasileira. **Quim. Nova. vol. 30**, p. 1208-1214, 2007.

MENEZES, P. H. **Avaliação do efeito das ações antrópicas no processo de escoamento superficial e assoreamento na bacia do Lago Paranoá**. 2010. 117f. Tese (Mestrado em Geociências Aplicadas) - Universidade de Brasília, Brasília, DF.

MOTA, A.M.C. **Avaliação de um sistema híbrido integrado de lodo ativado e biofilme em leito móvel para tratamento de esgotos domésticos, utilizando PVA-Gel como meio suporte**. 2015. 199f. Tese (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos). Universidade de Brasília, Brasília, DF.

PAWLOWICZ, R. Calculating the Conductivity of Natural Waters. **Limnol. Oceanogr: Methods** 6, p. 489-501, 2008.

PELCZAR, M. J; CHAN, E. C. S.; KRIEG, N. R. (1993). Microbiologia das águas naturais, potáveis e dos esgotos. In **Microbiologia- Conceitos e Aplicações**. New York: Makron Books. 1993. p. 337-357

PEREIRA, L. P. **Avaliação Econômica do uso do Lago Paranoá para atividades recreacionais**. 2006. 197f. Tese (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos)- Universidade de Brasília, Brasília, DF.

PINTO, M. **Manual medição in loco: temperatura, pH, condutividade elétrica e oxigênio dissolvido**. CPRM- Serviço Geológico do Brasil. 2007.

PIVELI, R. P.; KATO, M. T. **Qualidade das águas e poluição: aspectos físico-químicos**. São Paulo: ABES, 2006.

Open Source Geospatial Foundation. **QGIS Wien 2.8.6**. Austria, 20 de fevereiro de 2015. Programa de georreferenciamento.

RIGLER, F. H. A dynamic view of the phosphorus cycle in lakes. In: Griffith, E. J., Beeton, A., Spencer, J. M., Mitchell, D. T. **Environmental Phosphorus Handbook**, New York: Wiley.

SEMARH. (2001). Bacia do Lago Paranoá- Carta de unidades hidrográficas. Brasília- DF: Secretaria de Meio Ambiente e Recursos Hídricos- SEMARH.

SHIGAKI, F. **Transporte de fósforo na enxurrada superficial em função do tipo de fonte de P e intensidade das chuvas: Relevância a gerência ambiental em sistemas de produção brasileiros**. 2006. Tese (Doutorado em Agronomia. Solos e Nutrição de Plantas). Universidade de São Paulo, São Paulo.

SOUZA, W. A. M., PRUSKI, F. F., BOF, L. H. N. **Impacto do uso de diversos critérios para a concessão de outorga**. XVIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 2009.

TCHOBANOGLOUS, G.; STENSEL, H. D.; TSUCHIAHASHI, R.; BURTON, F. **Wastewater Engineering Treatment and Reuse**. 4 ed. New York: McGraw Hill Inc, 2003.

THOMANN, R. V.; MUELLER, J. A. **Principles of surface water modeling and control**. New York: Harper Collins, 1987.

TUNDISI, J. G; MATSUMURA-TUNDISI, T. **Limnologia**. São Paulo: Oficina de Textos, 2008.

UMBUZEIRO, G. A.; KUMMROW, F.; REI, F. F. C. Toxicologia, padrões de qualidade de água e a legislação. **InterfaceHS- Revista de Saúde, Meio Ambiente e Sustentabilidade**. vol 5 n. 1, 2010.

USEPA. **An Introduction to Water Quality Monitoring**. Retirado de Water: Monitoring and Assessment : <<http://water.epa.gov/type/watersheds/monitoring/monintr.cfm>>. Acesso em 11 nov. 2015.

USEPA. (2015, Novembro 14). **Glossary**. Retrieved from United States Environment Protection Agency: <<http://water.epa.gov/lawsregs/lawsguidance/cwa/tmdl/glossary.cfm>>. Acesso em 14 nov. 2015.

VON SPERLING, M. **Lodos Ativados**. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2012.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Belo Horizonte: Editora UFMG, 1995.

VON SPERLING, M. **Estudos e modelagem da qualidade da água de rios**. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2007.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. v.1. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. 2.ed. Belo Horizonte, Universidade Federal de Minas Gerais, 1996.

VON SPERLING, M. Análise dos padrões brasileiros de qualidade de corpos d'água e de lançamento de efluentes líquidos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, p. 111-132, 1998.

WENTZEL, M. C.; COMEAU, Y.; EKAMA, G. A.; VAN LOOSDRECHT, M. C. M.; BRDJANOVIC, D. Enhanced Biological Phosphorus Removal. In HENZE, M. **Biological Wastewater Treatment: Principal, Modelling and Design**. London: IWA Publishing, 2008. 511 p.

WETZEL, R. G. **Limnology**. Philadelphia: Saunders, 1975.

YSI. **Ecowatch® 3.18**. Ohio, EUA, 14 de abril de 2006. Programa de interface para o sistema de monitoramento da sonda YSI 6600.